

UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

GUILHERME SAMWAYS

ESTRATÉGIAS DE CO-PROCESSAMENTO DE LODO SÉPTICO EM ETES
EMPREGANDO REATORES UASB

CURITIBA
2015

GUILHERME SAMWAYS

ESTRATÉGIAS DE CO-PROCESSAMENTO DE LODO SÉPTICO EM ETEs
EMPREGANDO REATORES UASB

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental, Setor de Tecnologia, Universidade Federal do Paraná, como requisito parcial à obtenção do grau de Doutor em Engenharia.

Orientador: Prof. Dr. Miguel Mansur Aisse

CURITIBA
2015

Catálogo na Fonte: Sistema de Bibliotecas, UFPR
Biblioteca de Ciência e Tecnologia

S193e

Samways, Guilherme

Estratégias de co-processamento de lodo séptico em ETEs empregando reatores UASB [recurso eletrônico] / Guilherme Samways. – Curitiba, 2015.

Tese - Universidade Federal do Paraná, Setor de Tecnologia, Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental, 2015.

Orientador: Miguel Mansur Aisse .

1. Lodo. 2. Digestão anaeróbica. 3. Esgotos. 4. Fossas sépticas. I. Universidade Federal do Paraná. II. Aisse, Miguel Mansur. III. Título.

CDD: 615.19

Bibliotecário: Elias Barbosa da Silva CRB-9/1894

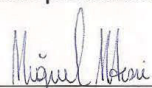


TERMO DE APROVAÇÃO
GUILHERME SAMWAYS


**“Estratégias de Co-Processamento de Lodo Séptico em ETES
empregando Reatores UASB”**

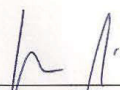
Tese aprovada como requisito parcial à obtenção do grau de Doutor, pelo Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental do Setor de Tecnologia da Universidade Federal do Paraná, pela comissão formada pelos professores:


PRESIDENTE:



Miguel Mansur Aisse
Universidade Federal do Paraná
Orientador

MEMBROS:


Maria Cristina Borba Braga
Universidade Federal do Paraná


Cleverson Vitorio Andreoli
Fundação Getúlio Vargas


Harry Alberto Bollmann
Pontifícia Universidade Católica do Paraná


Luiz Sérgio Philippi
Universidade Federal de Santa Catarina

Curitiba, 02 de setembro de 2015

Dedico este trabalho primeiramente ao meu pai, Nelson Edy Samways "*In Memoriam*" e minha mãe Regina Maria Ceschin Samways, pela compreensão pelos momentos de ausência em um período de nossas vidas ao qual mais precisaram de mim.

Dedico também ao meu Prof. Orientador, Dr. Miguel Mansur Aisse, por ter me incentivado da maneira como fez, mesmo quando eu mesmo não tinha mais condições de prosseguir.

AGRADECIMENTOS

A Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - CAPES, e ao Conselho Nacional de Pesquisa e Desenvolvimento (CNPq) pelas bolsas de estudo concedidas ao projeto que subsidiou este trabalho.

A Financiadora de Estudos e Projetos (FINEP) e novamente o CNPq pelo financiamento da Chamada Pública Saneamento Ambiental e Habitação (nº.07/2009) ao qual este estudo foi vinculado.

A Companhia de Saneamento do Estado do Paraná (SANEPAR) citando nominalmente Luis Cesar Barea, Rosilete Busato, Gustavo Rafael Collere Possetti, Nilton Cesar Mesquita, Charles Carneiro, Péricles Weber, Murilo Duma, Eduardo Sabino Pegorini, Rodrigo Fonseca Moreira, Inácio de Andrade e na pessoa de Eduardo Massahiro Ishisato todos os operadores e técnicos da ETE Padilha Sul pelo grande apoio prestado.

Aos meus colegas, bolsistas do PROSAB, Stéphanie Abisag Sáez Meyer, André Carlos Trafca, Cinthia Mara Itiberê da Cunha, Tamires Oliveira de Melo, Suzamar Moura Costa Rosa, Rafael Eduardo Farah, Ana Carolina Domakoski sem os quais nada poderia ser realizado.

Aos bolsistas de Iniciação Científica Thiago Koblitz Bollmann, Paulo Victor Lucca e Ariel Vinicius Cordeiro Kollross, por todo o apoio e trabalho principalmente nos últimos meses deste trabalho.

As minhas amigas e companheiras de jornada, Franciele Maria Silva, Simone Bittencourt, Barbara Zanicotti Leite Ross e as novatas Karina Amaral e Ellen Baettker e principalmente, Raquel Pinheiro Pompeo por todo apoio e amizade.

Ao programa de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental (PPGERHA) da Universidade Federal do Paraná (UFPR), nomeando os professores Sergio M. Braga, Maria Cristina Borba Braga, Michael Mannich, Daniel Costa dos Santos, Sandro Froehner, Marcelo Rodrigues Bessa, em especial aos professores

Cristóvão Vicente Scapulatempo Fernandes e Tobias Bleninger pela dedicação frente à coordenação do programa.

Aos funcionários e amigos do PPGERHA Luciane Lemos do Prado, Tamiris Kostianovicz, Celmar Mattos e demais servidores da universidade.

Aos diversos amigos e colegas do PPGERHA citando Luis Fernando Dombroski, Natália Costa Dias, Julio Werner Yoshioka Bernardo, Marcelo Coelho, Marcelo Marques, Patrícia Arns Steiner, Juliane Rizzi, Daniel Henrique Marco Detzel, Livia Yu Iwamura, e principalmente Artur Braga, Carla Cristina Bem, Maria Carol V. Rocha, Heloise Garcia Knapik e Cesar Augusto M. Destro.

Em especial ao professor Cleverson V. Andreoli pela condução do projeto de pesquisa pela abertura de portas e janelas, e mais ainda, por mantê-las abertas.

Aos meus amigos de longa data Marcelo Rodriguez da Gama, Diego Cioffi, Juliana Quech, Fred e Henrique Duba, Josman de Marchi Alves, Dalcion Damin, Rafael Calegari Morona, Leandro Maia Escorsin e todos os demais que sentiram minha ausência nesses anos. Saibam que também é recíproco. Em especial a Jackson Diego da Silva.

Ao meu pai Nelson Edy Samways e minha mãe Regina Maria Ceschin Samways. Tentei ao máximo estar presente quando mais necessitaram de mim. Sem me arrepender em nada, dediquei-me a vocês o possível, mesmo sabendo que era muito menos do que precisavam.

Ao professor orientador Miguel Mansur Aisse, por seu exemplo de pessoa, pelo profissional que me inspira diariamente. Por não ter desistido de mim quando até mesmo eu desisti diversas vezes em face das diversidades encontradas pelo caminho, e não foram poucas. Tirando meus pais, se há alguém a quem devo tudo, este alguém é o senhor.

RESUMO

Sistemas individuais de tratamento de esgoto sanitário, que empregam tanques sépticos são alternativas importantes, principalmente se associadas a sistemas de esgotamento sanitário convencional. Procedimentos inadequados na operação de tanques sépticos para tratamento de esgotos, sobretudo na frequência de retirada do lodo, transporte e destinação final, são pontos negativos no uso dessa tecnologia. Este estudo buscou definir algumas estratégias para o pré-tratamento do lodo séptico antes do co-processamento em Estações de Tratamento de Esgoto (ETEs) que empregam sistemas anaeróbios. O trabalho incluiu a pré-hidrólise térmica, a aplicação do lodo séptico pré-hidrolisado em digestores, comparou a degradabilidade do lodo séptico e do lodo séptico hidrolisado, propôs uma definição de um sistema de recepção, pré-tratamento e equalização do lodo séptico em ETEs e verificou a capacidade de recepção de lodo em algumas ETEs paranaenses. Como resultados, o lodo séptico pré-hidrolisado termicamente por 1 hora, a 60°C apresentou resultados positivos, porém inferiores aos encontrados em literatura na hidrólise de outros tipos de matéria orgânica. Houve um aumento da ordem de 1,5x na DQO em função da desintegração térmica da fração orgânica do lodo anaeróbio, um aumento na relação alcalinidade/acidez na ordem de 72%. Na digestão do lodo pré-hidrolisado em reator de bancada foi encontrada uma eficiência na remoção de DQO da ordem de 57% para uma aplicação de Carga Orgânica Volumétrica (COV) 2 kgSTV. m⁻³.d⁻¹, 43% para COV 4 kgSTV. m⁻³.d⁻¹. A eficiência de remoção da DBO na primeira carga foi de 58% para COV 2 kgSTV. m⁻³.d⁻¹, e de 87% para COV 4 kgSTV. m⁻³.d⁻¹. A eficiência na remoção de Sólidos Totais foi de 48% para COV 2 kgSTV. m⁻³.d⁻¹ e de 50% para COV 4 kgSTV. m⁻³.d⁻¹. Foi encontrado uma boa degradabilidade do lodo séptico e lodo séptico, hidrolisado em temperatura ambiente e controlada a 35°C, entre as faixas de 0,65 a 0,80 kgSST.m⁻³.d⁻¹. Foi sugerida uma Central de Recepção de Lodo de Tanques Sépticos (CRLTS), localizado a montante das ETEs, sistematizando as informações de propostas encontradas na literatura. Verificou-se a potencialidade de recepção de lodo séptico em todos os municípios paranaenses que operam ETEs com tecnologia anaeróbia, sendo todas aptas em receber o lodo para cargas adicionais de até 0,71 kgDQO.m⁻³.d⁻¹.

Palavras-chave: biodegradabilidade anaeróbia do lodo; Central de Recepção de Lodo de Tanques Sépticos (CRLTS); estações de tratamento de esgoto, hidrólise térmica do lodo; lodo séptico.

ABSTRACT

On-site sewage treatment systems, employing septic tanks are important alternative, especially if associated with conventional sewage systems. Inadequate procedures in the operation of septic tanks, especially in sludge removal frequency, transportation and disposal are drawbacks in using this technology. This study sought to define some strategies for septic sludge pre-treated before co-processing with sewage in Wastewater Treatment Plants (WWTPs) that employ anaerobic systems. This work included thermal pre-hydrolysis, the application of the thermal pre-hydrolysis sludge in digesters, thermal pre-hydrolysis septic sludge degradability comparison investigation with raw septic sludge, proposed a definition of a system for receive, equalize and pre-treat septic sludge in WWTPs, and at last, found the sludge reception capacity in some Paraná WWTPs. As a result, the pre-septic sludge thermally hydrolysed for 1 hour, at 60 °C, showed positive results, but lower than those found in the literature for hydrolysis of other types of organic material. There was a 1.5x increase in COD in thermal disintegration of the organic fraction of the anaerobic sludge, an increase of 72% in alkalinity/acidity relation. The digestion in bench reactor of the hydrolysed sludge has an efficiency of COD removal of 57% for a Volumetric Organic Load (VOL) 2 kgTVS. m⁻³.d⁻¹ application, 43% for 4 kgTVS. m⁻³.d⁻¹. The BOD removal efficiency was 58% for 2 kgTVS. m⁻³.d⁻¹ and 87% for 4 kgTVS. m⁻³.d⁻¹. The removal efficiency of total solids was 48% for 2 kgTVS. m⁻³.d⁻¹ and 50% for VOL kgTVS. m⁻³.d⁻¹. A good degradability of septic sludge and hydrolyzed septic sludge at room and controlled temperature at 35 °C was found between 0.65 to 0.80 kgTSS.m⁻³.d⁻¹. One Sludge Reception Center (CRLTS), located upstream of the WWTPs, was proposal, systematizing information found in the literature. All Paraná municipal districts operating with anaerobic wastewater treatment technology are able to receive sludge loads up to 0.71 kgCOD.m⁻³.d⁻¹.

Keywords: sludge anaerobic biodegradability; Sludge Reception Center (CRLTS); Wastewater Treatment Plants, thermal hydrolysis of sludge; septic sludge.

LISTA DE FIGURAS

Figura 3.1 Grau de urbanização e proporção urbana com serviços de esgoto na América-latina e Caribe em 2010	25
Figura 3.2 Porcentagem da população atendida por serviços de rede de esgoto em relação a porcentagem da população urbana em cidades de pequeno, médio e pequeno porte	26
Figura 3.3 Porcentagem dos domicílios brasileiros atendidos por rede de distribuição de água	27
Figura 3.4 Formas de afastamento do esgoto sanitário no Brasil em 2010 proporcional a população	28
Figura 3.5 Porcentagem dos domicílios brasileiros atendidos por rede coletora de esgoto	29
Figura 3.6 Déficit em saneamento básico adotado no PLANSAB	33
Figura 3.7 Exemplo de concepção de um Sistema Centralizado (a) e Descentralizado (b)	40
Figura 3.8 Esquema da digestão anaeróbia para esgoto sanitário com as suas respectivas porcentagens em relação a DQO	46
Figura 3.9 Desenho esquemático do funcionamento de um Tanque Séptico	50
Figura 3.10 Desenho em planta e em corte de um tanque séptico prismático retangular	51
Figura 3.11 Tanque Séptico horizontal pré-fabricado	52
Figura 3.12 Variação da concentração de DQO	55
Figura 3.13 Variação da concentração de Sólidos Totais, Sólidos Totais Voláteis, Sólidos Totais Suspensos Sólidos Suspensos Voláteis	55
Figura 3.14 Reator anaeróbio tipo UASB MOD-20	60
Figura 3.15 RALF – módulo IX Tipo	61
Figura 3.16 Porcentagem de remoção de DBO, DQO, P-PO ₄ e nitrogênio total do UASB, antes e após retorno do lodo termohidrolisado	73
Figura 3.17 - Porcentagem de remoção de sólidos do UASB antes e após retorno do lodo termohidrolisado	74
Figura 3.18 Esquema de montagem do ensaio de Ensaio de Degradabilidade	77
Figura 3.19 Produção de biogás a partir de 1 kg de resíduo orgânico seco de lodo fresco injetado em um digestor maturado, em várias temperaturas	78
Figura 3.20 Sistema para a determinação da atividade metanogênica específica	80
Figura 3.21 Produção de Metano em relação ao tempo	82
Figura 3.22 Caminhão “Limpa-Fossa” dotado de tanque a vácuo retirando lodo séptico	86
Figura 3.23 Descarte de lodo séptico na ETE Belém, Curitiba, PR	87
Figura 3.24 CRLTS - integrando o fluxograma do sistema individual do tratamento de esgoto com seu tratamento e destinação final	88
Figura 3.25 Esquemas ilustrativos para localização de Centrais de Recebimento de Lodo de Tanques Sépticos	88
Figura 4.1 Fotografia aérea da ETE Padilha Sul – Curitiba (PR)	89
Figura 4.2 Armazenamento e transporte do lodo séptico, lodo anaeróbio e esgoto bruto	90
Figura 4.3 - Reator Termohidrolisador (RT)	91

Figura 4.4 Pré-tratamento e hidrólise do lodo séptico	92
Figura 4.5 Caixa térmica isolada e com temperatura controlada	94
Figura 4.6 Reator RH com bomba peristáltica e alimentação com misturador dentro da caixa térmica	94
Figura 4.7 Pré-tratamento e hidrólise do lodo séptico	95
Figura 4.8 Aparato de medição direta de volume de CH ₄	97
Figura 4.9 Esquema de medição direta de volume de CH ₄	97
Figura 4.10: Frascos de medição direta de volume de CH ₄ em incubadora em operação com lodo séptico	99
Figura 4.11 Esquema da dosagem do lodo séptico a temperatura ambiente, lodo séptico a 35°C, e lodo séptico hidrolisado a temperatura ambiente- Etapa 1 ..	100
Figura 4.12 Esquema da dosagem do lodo séptico a temperatura ambiente, lodo séptico a 35°C, e lodo séptico hidrolisado a temperatura ambiente- Etapa 2 ..	101
Figura 4.13 Esquema da dosagem do lodo séptico a temperatura ambiente, lodo séptico a 35°C, e lodo séptico hidrolisado a temperatura ambiente- Etapa 3 ..	101
Figura 5.1 Efeito da hidrólise térmica na Alcalinidade no Lodo Séptico Bruto.....	105
Figura 5.2 Efeito da hidrólise térmica na Acidez no Lodo Séptico Bruto	106
Figura 5.3 Efeito da hidrólise térmica na Relação Alcalinidade / Acidez no Lodo Séptico Bruto.....	106
Figura 5.4 Efeito da hidrólise térmica na DQO no Lodo Séptico Bruto.....	107
Figura 5.5 Efeito da hidrólise térmica nos Sólidos Totais no Lodo Séptico Bruto....	107
Figura 5.6 Efeito da hidrólise térmica nos Sólidos Totais Voláteis no Lodo Séptico Bruto.....	108
Figura 5.7 Efeito da hidrólise térmica na relação Sólidos Totais Voláteis / Sólidos Totais no Lodo Séptico Bruto	108
Figura 5.8 Avaliação do desempenho do reator de Hidrólise (Acidogênico/Acetogênico) em relação a Alcalinidade para Cargas de 2 e 4 kg STV. m ³ .d ⁻¹ tratando lodo de tanque séptico hidrolisado.....	111
Figura 5.9 Avaliação do desempenho do reator de Hidrólise (Acidogênico/Acetogênico) em relação a Acidez para Cargas de 2 e 4 kg STV. m ³ .d ⁻¹ tratando lodo de tanque séptico hidrolisado.....	111
Figura 5.10 Avaliação do desempenho do reator de Hidrólise (Acidogênico/Acetogênico) em relação a Alcalinidade / Acidez para Cargas de 2 e 4 kg STV. m ³ .d ⁻¹ tratando lodo de tanque séptico hidrolisado	112
Figura 5.11 Avaliação do desempenho do reator de Hidrólise (Acidogênico/Acetogênico) em relação a DQO para Cargas de 2 e 4 kg STV. m ³ .d ⁻¹ tratando lodo de tanque séptico hidrolisado.....	112
Figura 5.12 Avaliação do desempenho do reator de Hidrólise (Acidogênico/Acetogênico) em relação a DBO para Cargas de 2 e 4 kg STV. m ³ .d ⁻¹ tratando lodo de tanque séptico hidrolisado	113
Figura 5.13 Avaliação do desempenho do reator de Hidrólise (Acidogênico/Acetogênico) em relação a Sólidos Totais para Cargas de 2 e 4 kg STV. m ³ .d ⁻¹ tratando lodo de tanque séptico hidrolisado.....	113
Figura 5.14 Avaliação do desempenho do reator de Hidrólise (Acidogênico/Acetogênico) em relação a Sólidos Totais Voláteis para Cargas de 2 e 4 kg STV. m ³ .d ⁻¹ tratando lodo de tanque séptico hidrolisado	114
Figura 5.15 Avaliação do desempenho do reator de Hidrólise (Acidogênico/Acetogênico) em relação a Sólidos Totais Voláteis / Sólidos Totais	

para Cargas de 2 e 4 kg STV. $\text{m}^{-3}.\text{d}^{-1}$ tratando lodo de tanque séptico hidrolisado	114
Figura 5.16: Volume acumulado de CH_4 ao longo do tempo para análise de degradabilidade do lodo séptico a temperatura ambiente – Etapa 1.....	115
Figura 5.17: Volume acumulado de CH_4 ao longo do tempo para análise de degradabilidade do lodo séptico a temperatura ambiente – Etapa 2.....	116
Figura 5.18: Volume acumulado de CH_4 ao longo do tempo para análise de degradabilidade do lodo séptico a temperatura ambiente – Etapa 3.....	116
Figura 5.19: Volume acumulado de CH_4 ao longo do tempo para análise de degradabilidade do lodo séptico a temperatura controlada (35°C) – Etapa 1 ..	117
Figura 5.20: Volume acumulado de CH_4 ao longo do tempo para análise de degradabilidade do lodo séptico a temperatura controlada (35°C) – Etapa 2 ..	117
Figura 5.21: Volume acumulado de CH_4 ao longo do tempo para análise de degradabilidade do lodo séptico a temperatura controlada (35°C) – Etapa 3 ..	118
Figura 5.22: Volume acumulado de CH_4 ao longo do tempo para análise de degradabilidade do lodo séptico hidrolisado a temperatura ambiente – Etapa 1	118
Figura 5.23: Volume acumulado de CH_4 ao longo do tempo para análise de degradabilidade do lodo séptico hidrolisado a temperatura ambiente – Etapa 2	119
Figura 5.24: Volume acumulado de CH_4 ao longo do tempo para análise de degradabilidade do lodo séptico hidrolisado a temperatura ambiente – Etapa 3	119
Figura 5.25 Tanque de recepção de lodo de Tanque Séptico ETE Norte, Londrina, PR – em planta	125
Figura 5.26 Tanque de recepção de lodo de Tanque Séptico ETE Norte, Londrina, PR – em corte	126
Figura 5.27 Tanque de recepção de lodo de Tanque Séptico ETE Cambuí, Campo Largo, PR – em planta	127
Figura 5.28 Tanque de recepção de lodo de Tanque Séptico ETE Cambuí, Campo Largo, PR – em corte	128
Figura 5.29 Fluxograma da Aplicação de lodo séptico em reatores tipo UASB piloto	129
Figura 5.30 Tanque de recepção de lodo de Tanque Séptico, (a) Projeto em corte e (b) descarga de lodo	129
Figura 5.31 Tratamento preliminar e medição de vazão em CRLTS.....	130
Figura 5.32 Proposta de atenuador de vazão para o recebimento e armazenamento de lodo de Tanques Sépticos, em planta	131
Figura 5.33 Proposta de e tanque pulmão para o recebimento e armazenamento de lodo de Tanques Sépticos, em planta	131
Figura 5.34 Fluxograma de algumas alternativas de componentes de uma CRLTS	132
Figura 5.35 Fluxograma da Estação Piloto tratando lodo séptico em reatores UASB	133
Figura 5.36 Estação Piloto de Recepção e Condicionamento de Lodos de Fossa – Fluxograma da linha para resíduos considerados como Lodos Sépticos.....	135
Figura 5.37 Estação.Fluxograma da estrutura de sedimentação do lodo de tanque séptico considerando fluxo contínuo	136

Figura 5.38 Estação Fluxograma da estrutura de sedimentação do lodo de tanque séptico considerando fluxo em batelada	136
Figura 5.39 – Capacidade de Recepção de Lodo Séptico e Capacidade Ociosa para recepção do lodo séptico em alguns municípios paranaenses (a)	137
Figura 5.40 – Capacidade de Recepção de Lodo Séptico e Capacidade Ociosa para recepção do lodo séptico em alguns municípios paranaenses (b)	138
Figura 5.41 – Capacidade de Recepção de Lodo Séptico e Capacidade Ociosa para recepção do lodo séptico em alguns municípios paranaenses (c)	138
Figura 5.42 – Capacidade de Recepção de Lodo Séptico e Capacidade Ociosa para recepção do lodo séptico em alguns municípios paranaenses (d)	139
Figura 5.43 – Capacidade de Recepção de Lodo Séptico e Capacidade Ociosa para recepção do lodo séptico em alguns municípios paranaenses (e)	139
Figura 6.1. – Concepção de Central de Recebimento de Lodo de Tanque Séptico (CRLTS) em Estações de Tratamento de Esgotos	146

LISTA DE TABELAS

TABELA 3.1 SITUAÇÃO DOS SAA REGISTRADOS NO SISAGUA POR REGIÃO, SEGUNDO A DESCONFORMIDADE EM RELAÇÃO A COLIFORMES TERMOTOLERANTES	27
TABELA 3.2 CARACTERIZAÇÃO DO ATENDIMENTO E DO DÉFICIT DE ACESSO AO ABASTECIMENTO DE ÁGUA E ESGOTAMENTO SANITÁRIO	32
TABELA 3.3 ATENDIMENTO E DÉFICIT POR COMPONENTE DO SANEAMENTO BÁSICO NO BRASIL.....	32
TABELA 3.4 CENÁRIOS DE UNIVERSALIZAÇÃO DO SANEAMENTO NO BRASIL	35
TABELA 3.5 METAS SERVIÇOS DE REDE DE COLETA E DE TRATAMENTO DE ESGOTOS	35
TABELA 3.6 CONTRIBUIÇÕES UNITÁRIAS DE ESGOTO ($L \cdot Unidade^{-1} \cdot dia^{-1}$).....	41
TABELA 3.7 COMPOSIÇÃO TÍPICA DO ESGOTO SANITÁRIO.....	42
TABELA 3.8 CARACTERÍSTICAS FÍSICO-QUÍMICAS DE ESGOTO SANITÁRIO ..	43
TABELA 3.9 CARACTERÍSTICAS FÍSICO-QUÍMICAS DO LODO SÉPTICO	56
TABELA 3.10 CARACTERIZAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA E BIOLÓGICA DO LODO SÉPTICO EM DIFERENTES LOCAIS NO MUNDO.....	57
TABELA 3.11 EFICIÊNCIAS DE REATORES UASB EM DIFERENTES ESCALAS, TEMPERATURA E TEMPO DE DETENÇÃO HIDRÁULICO	66
TABELA 3.12 DIFERENTES PRÉ-TRATAMENTOS TÉRMICOS PARA A DIGESTÃO ANAERÓBIA MESOFÍLICA	68
TABELA 3.13 ESTATÍSTICA DESCRITIVA DE PROTEÍNAS, CARBOIDRATOS, LIPÍDIOS E DQO EM RELAÇÃO AO TEMPO DE AQUECIMENTO EM HORAS	69
TABELA 3.14 MÉDIA DE DQO E COMPOSTOS ORGÂNICOS COMPLEXOS EM ESGOTO SANITÁRIO BRUTO	70
TABELA 3.15 PARÂMETROS DE PROJETO OBTIDOS DE PESQUISAS DE CO-DIGESTÃO ANAERÓBIA EM UM E DOIS ESTÁGIOS UTILIZANDO LODO DE ESGOTOS E DIFERENTES SUBSTRATOS ORGÂNICOS	72
TABELA 3.16 PARÂMETROS DE PROJETO OBTIDOS DE PESQUISAS DE (CO-) DIGESTÃO ANAERÓBIA EM UM E DOIS ESTÁGIOS UTILIZANDO LODO DE ESGOTOS E DIFERENTES SUBSTRATOS ORGÂNICOS	72
TABELA 3.17 COMPARAÇÃO RELATIVA DOS DIVERSOS PROCESSOS HIDROLÍTICOS DE LODO DE ESGOTO	75
TABELA 3.18 FAIXAS DE TEMPERATURA PARA O DESENVOLVIMENTO ÓTIMO DOS MICRORGANISMOS ANAERÓBIOS	78
TABELA 3.19 SOLUÇÃO DE NUTRIENTES PARA O TESTE DA AME.....	80
TABELA 3.20 ALGUNS TRABALHOS SOBRE LANÇAMENTO DE LODO DE TANQUES SÉPTICOS EM ETES.....	84
TABELA 4.1 ALGUNS PARÂMETROS E MÉTODOS ANALÍTICOS UTILIZADOS NO MONITORAMENTO DA HIDROLISE DO LODO SÉPTICO.....	93
TABELA 4.2 PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS UTILIZADOS NO MONITORAMENTO DA DIGESTÃO DO LODO SÉPTICO HIDROLISADO	96
TABELA 5.1 RESULTADO DO MONITORAMENTO DO LODO SÉPTICO BRUTO	104

TABELA 5.2 RESULTADO DO MONITORAMENTO DO LODO SÉPTICO HIDROLISADO.....	104
TABELA 5.3 VARIAÇÃO EM PORCENTAGEM DO LODO SÉPTICO BRUTO E HIDROLISADO.....	105
TABELA 5.4 RESULTADOS DA CARACTERIZAÇÃO DO LODO AFLUENTE AO REATOR DE HIDRÓLISE (ACIDOGÊNICO/ACETOGÊNICO) PARA CARGA DE 2 kgSTV. $\text{m}^{-3}.\text{d}^{-1}$	109
TABELA 5.5 RESULTADOS DA CARACTERIZAÇÃO DO EFLUENTE DO REATOR DE HIDRÓLISE (ACIDOGÊNICO/ACETOGÊNICO) PARA CARGA DE 2 kgSTV. $\text{m}^{-3}.\text{d}^{-1}$	109
TABELA 5.6 RESULTADOS DA CARACTERIZAÇÃO DO LODO AFLUENTE AO REATOR DE HIDRÓLISE (ACIDOGÊNICO/ACETOGÊNICO) PARA CARGA DE 4 kgSTV. $\text{m}^{-3}.\text{d}^{-1}$	110
TABELA 5.7 RESULTADOS DA CARACTERIZAÇÃO DO EFLUENTE DO REATOR DE HIDRÓLISE (ACIDOGÊNICO/ACETOGÊNICO) PARA CARGA DE 4 kgSTV. $\text{m}^{-3}.\text{d}^{-1}$	110
TABELA 5.8 PRODUÇÃO DE CH_4 PELA DQO REMOVIDA E RELAÇÃO S_0/X_0 – LODO SÉPTICO TEMPERATURA AMBIENTE FASE 1	120
TABELA 5.9 PRODUÇÃO DE CH_4 PELA DQO REMOVIDA E RELAÇÃO S_0/X_0 – LODO SÉPTICO TEMPERATURA AMBIENTE FASE 2.....	120
TABELA 5.10 PRODUÇÃO DE CH_4 PELA DQO REMOVIDA E RELAÇÃO S_0/X_0 – LODO SÉPTICO TEMPERATURA AMBIENTE FASE 3.....	121
TABELA 5.11 PRODUÇÃO DE CH_4 PELA DQO REMOVIDA E RELAÇÃO S_0/X_0 – LODO SÉPTICO TEMPERATURA CONTROLADA 35°C FASE 1	121
TABELA 5.12 PRODUÇÃO DE CH_4 PELA DQO REMOVIDA E RELAÇÃO S_0/X_0 – LODO SÉPTICO TEMPERATURA CONTROLADA 35°C FASE 2.....	121
TABELA 5.13 PRODUÇÃO DE CH_4 PELA DQO REMOVIDA E RELAÇÃO S_0/X_0 – LODO SÉPTICO TEMPERATURA CONTROLADA 35°C FASE 3.....	122
TABELA 5.14 PRODUÇÃO DE CH_4 PELA DQO REMOVIDA E RELAÇÃO S_0/X_0 – LODO SÉPTICO HIDROLISADO TEMPERATURA AMBIENTE FASE 1	122
TABELA 5.15 PRODUÇÃO DE CH_4 PELA DQO REMOVIDA E RELAÇÃO S_0/X_0 – LODO SÉPTICO HIDROLISADO TEMPERATURA AMBIENTE FASE 2	122
TABELA 5.16 PRODUÇÃO DE CH_4 PELA DQO REMOVIDA E RELAÇÃO S_0/X_0 – LODO SÉPTICO HIDROLISADO TEMPERATURA AMBIENTE FASE 3	123
TABELA 5.17 MATRIZ COM O RESUMO DOS FLUXOGRAMAS DAS PROPOSTAS DE CRLTS ESTUDADAS.....	123
TABELA 6.1 MATRIZ CRÍTICA DOS PRINCIPAIS TRABALHOS DE HIDRÓLISE TÉRMICA DO LODO CONSULTADOS	140

LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS

ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas
AME - Atividade Metanogênica Específica
ANA - Agência Nacional das Águas
AOV - Ácidos Orgânicos Voláteis
BID - Banco Interamericano de Desenvolvimento
BIRD - Banco Mundial
C - contribuição unitária de esgotos
CDT - Centrais de Desaguamento e Tratamento do lodo de tanques sépticos
CHV - Carga Hidráulica Volumétrica
CONCIDADES - Governo Federal e o Conselho das Cidades
COV - Carga Orgânica Volumétrica
CRLTS - Centrais de Recebimento de Lodo de Tanque Séptico
CSTR - Reator completamente misturado fluxo contínuo
DAFA - Digestor Anaeróbio de Fluxo Ascendente
DBO – Demanda Bioquímica de Oxigênio
DQO – Demanda Química de Oxigênio
ETEs - Estações de Tratamento de Esgoto
FAT - Fundo de Amparo ao Trabalhador
FGTS - Fundo de Garantia do Tempo de Serviço
FUNASA - Fundação Nacional de Saúde
H – hora(s)
IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
K - coeficiente típico de acumulação de lodo
Lf - contribuição unitária de lodo fresco
N - número de contribuintes
NBR - Norma Brasileira
°C – graus Celsius
OGU - Lei Orçamentária Anual
pH – Potencial Hidrogeniônico
PLANSAB - Plano Nacional de Saneamento Básico
PMSB - Plano Municipal de Saneamento Básico

PNSB - Pesquisa Nacional de Saneamento Básico

PROSAB - Programa de Pesquisa em Saneamento Básico

Q – vazão

RAFA - Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente

r_x - Taxa de crescimento microbiológico

S - concentração de substrato

S_0 - concentração inicial de substrato

SAA - Sistemas Abastecimento de Água

SANEPAR - Companhia de Saneamento do Paraná

SISAGUA - Sistema de Vigilância da Qualidade da Água para Consumo Humano

SNIS - Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento

SST - Sólidos Suspensos Totais

SSV - Sólidos Suspensos Voláteis

SSV - Sólidos Suspensos Voláteis

ST - Sólidos Totais

STV - Sólidos Totais Voláteis

TDH - Tempo de Detenção Hidráulico

UASB - *Upflow Anaerobic Sludge Blanket*

V - volume

X - concentração de biomassa

X_0 - concentração de biomassa inicial

μ_{\max} - taxa de crescimento específico máxima

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	20
2	OBJETIVOS	23
2.1	OBJETIVO GERAL	23
2.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS	23
3	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	24
3.1	PANORAMA DO SANEAMENTO NO BRASIL.....	24
3.1.1	Sistemas de Abastecimento de Água	26
3.1.2	Sistemas de Coleta e Tratamento de Esgoto Sanitário.....	28
3.1.3	Universalização dos Serviços de Saneamento	30
3.2	CARACTERÍSTICAS DO ESGOTO SANITÁRIO	36
3.2.1	Sistemas de Esgotamento	37
3.2.2	Aspectos quantitativos do esgoto sanitário	40
3.2.3	Aspectos qualitativos do esgoto sanitários	42
3.3	FUNDAMENTOS DA DIGESTÃO ANAERÓBIA.....	43
3.3.1	Fatores limitantes da digestão anaeróbia	47
3.4	TANQUES SÉPTICOS	49
3.4.1	Tipologia e Dimensionamento de Tanques Sépticos	49
3.4.2	Lodos de Tanques Sépticos.....	53
3.5	REATORES UASB	57
3.5.1	Parâmetros de Dimensionamento	63
3.5.2	Desempenho e Eficiência de Reatores tipo UASB.....	65
3.5.3	Reatores UASB em duas fases tratando esgotos domésticos	66
3.6	TRATAMENTO DO LODO	66
3.6.1	Tratamento Térmico para Higienização do Lodo	66
3.6.2	Hidrólise Térmica	67
3.6.3	Tratamento do Lodo em duas fases.....	70
3.6.4	Outras alternativas de minimização do lodo	74
3.7	ENSAIO DE DEGRADABILIDADE ANAERÓBIA	76
3.8	ENSAIO DA ATIVIDADE METANOGÊNICA ESPECÍFICA	79
3.9	CO-TRATAMENTO DE LODO SÉPTICO E ESGOTO SANITÁRIO.....	82
3.9.1	Disposição e Centrais de Recebimento do Lodo de Tanques Sépticos.....	85
4	MATERIAL E MÉTODOS.....	89
4.1	HIDROLISE TÉRMICA DO LODO SÉPTICO	91
4.2	DIGESTÃO DO LODO SÉPTICO HIDROLISADO	94
4.3	ESTUDO DA DEGRADABILIDADE ANAERÓBIA DE LODO SÉPTICO E ESGOTO SANITÁRIO BRUTO	96
4.4	ESTRATÉGIAS E CAPACIDADE DE PARA RECEPÇÃO DE LODO SÉPTICO EM ETes	102
4.5	PERSPECTIVA DE USO DE ETes PARA CO-PROCESSAMENTO DO LODO SÉPTICO.....	102
4.6	AVALIAÇÃO ESTATÍSTICA DOS DADOS	103
5	RESULTADOS.....	104
5.1	HIDROLISE TÉRMICA DO LODO SÉPTICO	104
5.2	DIGESTÃO DO LODO SÉPTICO HIDROLISADO	109
5.4.	ESTRATÉGIAS PARA RECEPÇÃO DE LODO SÉPTICO	123

5.4	PERSPECTIVA DE USO DE ETEs PARA CO-PROCESSAMENTO DO LODO SÉPTICO.....	136
6	DISCUSSÃO DOS RESULTADOS.....	140
6.1	HIDROLISE TÉRMICA DO LODO SÉPTICO	140
6.2	DIGESTÃO DO LODO SÉPTICO HIDROLISADO	141
6.3	ESTUDO DA DEGRADABILIDADE ANAEROBIA DE LODO SÉPTICO E ESGOTO SANITARIO BRUTO	143
6.4	ESTRATÉGIAS PARA RECEPÇÃO DE LODO SÉPTICO	144
6.5	PERSPECTIVA DE USO DE ETEs PARA CO-PROCESSAMENTO DO LODO SÉPTICO.....	147
7	CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES	149
	REFERÊNCIAS.....	152
	APENDICE A.....	1688

1 INTRODUÇÃO

É comum em países em desenvolvimento a disposição inadequada de esgoto sanitário no solo, rios, lagos e oceanos, podendo ocasionar efeitos deletérios ao meio ambiente e à saúde humana. Buscando minimizar esse problema, sistemas individuais de tratamento de esgoto podem ser utilizados como alternativa eficiente, de simples operação, compacta e econômica ao tratamento desses efluentes, inclusive em regiões parcialmente servidas de sistemas de coleta, quando não contemplam todos os geradores (KLINGEL *et al.*, 2002).

Entre os sistemas individuais, encontra-se o de tanque séptico o qual, no Brasil, corresponde a 38% de toda a destinação do esgoto doméstico, segundo dados do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) (IBGE, 2011). Isso significa que 73,72 milhões da população brasileira, aproximadamente, é atendida pelo sistema.

Porém, para que os tanques sépticos funcionem com a eficiência esperada, é necessária a remoção do lodo de excesso gerado pelas atividades de digestão da matéria orgânica do esgoto. Sem essa remoção, o lodo acumula-se no interior do tanque, não permitindo com que ocorra segregação satisfatória dos sólidos presentes no esgoto. É comum os usuários utilizarem serviços de empresas para remoção do lodo séptico. Denominadas informalmente como “Limpa-Fossas”, desentupidoras ou imunizadores, é transferido para essas empresas a responsabilidade da destinação final do lodo esgotado.

Apesar do potencial poluidor, não é incomum a existência de relatos de destinações inadequadas do lodo séptico em terrenos baldios, poços de visita da rede de coleta de esgoto ou até mesmo despejado em cursos de água e redes de drenagem urbana (STRAUSS e MONTANGERO, 2002).

Esse procedimento inadequado transforma o lodo séptico em passivo sujeito a uma atenção especial para seu recebimento, tratamento e destinação final, as quais podem ser realizadas de duas formas: individualizada, ou seja, em sistema destinado exclusivamente ao tratamento do lodo; ou de forma associada a outro sistema de tratamento de águas residuárias ou resíduos sólidos, na forma de co-processamento. Essa última alternativa é usualmente utilizada pelas empresas que prestam serviço de remoção do lodo que, não possuindo estrutura para o

recebimento, tratamento e destinação final do lodo, recorrem às empresas de saneamento para realizar esse serviço em Estações de Tratamento de Esgoto (ETEs).

A Norma Brasileira (NBR) 7.229/93 – Projeto, Construção e Operação de Sistemas de Tanques Sépticos, sugere essa solução (ABNT, 1993), porém não orienta como deve ser realizado. O que se percebe na prática é que não há protocolos de controle e operação adequados para esse fim. Essa inadequação pode gerar dificuldades operacionais desnecessárias, queda na eficiência de tratamento das estações e acréscimo na produção de lodo e espuma, aumentando o custo de tratamento.

No Brasil sistemas de tratamento de esgotos servem a aproximadamente 25% da população (IBGE, 2011). Dos sistemas existentes de coleta e tratamento de esgoto, o uso de reatores anaeróbios chega a ser 21,47% dos sistemas implantados, sendo na região sul do país 56,54% do total na região (IBGE 2002)¹. Dados mais recentes colocam o uso de reatores anaeróbios do tipo *Upflow Anaerobic Sludge Blanket* (UASB) como o segundo processo mais utilizado no país (cerca de 30%), sendo precedido somente por sistemas de lagoas de estabilização (43%) (Noyola *et al.*, 2012).

Em função das dúvidas sobre a possibilidade do co-processamento de lodo séptico em ETEs e em função da importância do uso de reatores UASB no Brasil, esta tese segue a hipótese que é possível promover o co-processamento do lodo séptico com esgoto sanitário em ETEs que utilizam reatores UASB, desde que os critérios de recebimento, pré-tratamento e operação sejam definidos.

Uma segunda hipótese, vinculada a primeira apresentada, assume que é possível haver uma melhora nos processos de co-processamento, caso ocorra um processo de hidrólise antecedente a aplicação do lodo séptico.

Assim, este trabalho tem o objetivo de discutir estratégias para essa promoção, incluindo a investigação de alternativas de melhoria do lodo séptico através de pré-hidrólise térmica, possibilidade de digestão em duas fases do lodo séptico com lodo pré-hidrolisado termicamente, investigar a biodegradabilidade do

¹ Os dados encontrados na publicação do IBGE – Pesquisa Nacional de Saneamento Básico no ano de 2008, certamente possui algum equívoco quanto ao número de sistemas de tratamento anaeróbio, pois apresenta sensível diminuição da quantidade de usuários do sistema em comparação ao ano de 2000, aparecendo os valores de oxidação com dados próximos ao que seriam os sistemas anaeróbios. É presumido pelo autor, que houve troca de valores na tabela apresentada em (IBGE, 2010 pg.124), sendo a informação descartada.

lodo séptico e do lodo séptico pré-hidrolisado com esgoto sanitário, elaborar propostas para o co-processamento do lodo séptico em ETEs e, por último, estimar a quantidade de lodo séptico que pode, potencialmente, ser recebido por ETEs que trabalham com reatores do tipo UASB no Estado do Paraná.

Como justificativa para a execução desta pesquisa, algumas premissas deverão ser levadas em consideração:

- A tecnologia dos tanques sépticos, em si, é secular e amplamente difundida, porém parâmetros técnicos para o tratamento e destinação do lodo retirado regularmente ainda não estão consolidados;
- Os critérios técnicos atuais para o co-processamento do lodo séptico em ETEs, empregando reatores tipo UASB, são insuficientes para garantir o bom funcionamento do processo;
- As ETEs, em sua maioria, não foram contempladas em sua concepção e operação para o co-processamento do lodo, podendo ter sua eficiência de tratamento do esgoto reduzida, sobretudo, aquelas de menor porte;
- Existe uma tendência de aumento do número de usuários de tanques sépticos a partir da ampliação do seu uso, de acordo com a iniciativa de universalização do saneamento no Brasil, tendo como princípio o Plano Nacional de Saneamento Básico (PLANSAB) (PLANSAB, 2014);

Admitindo como verossímil o exposto, verifica-se a importância da discussão de critérios técnicos para o recebimento e lançamento de lodo em ETEs, atualmente incipientes, para as companhias de saneamento. Até o presente momento, os dados apresentados na literatura não foram suficientes para definição de consenso no Brasil entre os pesquisadores. A dispersão de opiniões não permitiu uma estruturação de critérios necessários para a recepção e a aplicação de lodo em ETEs e, trazendo por consequência, a falta do seu uso.

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Definir estratégias para o co-processamento do lodo séptico, com esgoto sanitário bruto, em Estações de Tratamento de Esgoto (ETEs) que operam Reatores Anaeróbios de Manta de Lodo em Fluxo Ascendente (*Upflow Anaerobic Sludge Blanket* – UASBs).

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- a) Investigar a possibilidade de melhorias para a digestão anaeróbia pré-hidrolisando termicamente o lodo séptico;
- b) Experimentar a aplicação do lodo séptico pré-hidrolisado em digestor anaeróbio buscando tratamento em duas fases;
- c) Experimentar a degradabilidade anaeróbia do lodo séptico e lodo séptico pré-hidrolisado com esgoto sanitário;
- d) Formular estratégia para recepção, pré-tratamento e aplicação de lodo séptico em ETEs, de modo a minimizar os seus impactos;
- e) Avaliar a potencialidade da aplicação e recebimento do lodo séptico no Estado do Paraná.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 PANORAMA DO SANEAMENTO NO BRASIL

A população brasileira é de aproximadamente 203 milhões de habitantes, segundo estimativa divulgada pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) sendo que, do total da população, aproximadamente 84,4% concentra-se em áreas urbanas (IBGE 2014). No posto de vista dos serviços de saneamento, o Brasil possui deficiências no atendimento de boa parte da população, isso se comparado com países desenvolvidos ou até mesmo países latino-americanos em desenvolvimento.

Em relatório promovido pelo Programa das Nações Unidas para Assentamentos Humanos (ONU-Habitat) sobre as condições habitacionais latino-americanas e caribenhas, o Brasil está em posição desconfortável no que se refere ao atendimento do saneamento em áreas urbanas. Sobre a questão de distribuição de água tratada, o Brasil ocupa a 8^a. posição entre 27 países investigados em relação a parcela populacional urbana atendida. Quanto aos serviços de esgotos, o Brasil ocupa a 18^a. posição (Figura 3.1). Porém é importante ressaltar as seguintes questões: (a) ambos os índices ficam acima da média latino-americana e caribenha que é de 93% de abastecimento de água e de 84% de esgoto coletado; (b) o objeto do estudo foram os domicílios atendidos e não necessariamente a população atendida; e (c) para os serviços de esgoto, incluíram-se as redes de coleta de esgoto, o uso de fossas e tanques sépticos e afastamento em canais (ONU-Habitat, 2012).

Em relação aos serviços de coleta de esgoto em áreas urbanas, o Brasil ocupa a 13^a. posição entre 16 países latino-americanos e caribenhos analisados. A Figura 3.2 apresenta um gráfico classificando o tamanho das cidades entre pequenas, médias e grandes. A classificação das cidades levou em consideração a população proporcional do país, não necessariamente sua população absoluta. Essa avaliação indica que existe maior concentração dos serviços de saneamento nas áreas urbanas de maior população (ONU-Habitat, 2012).

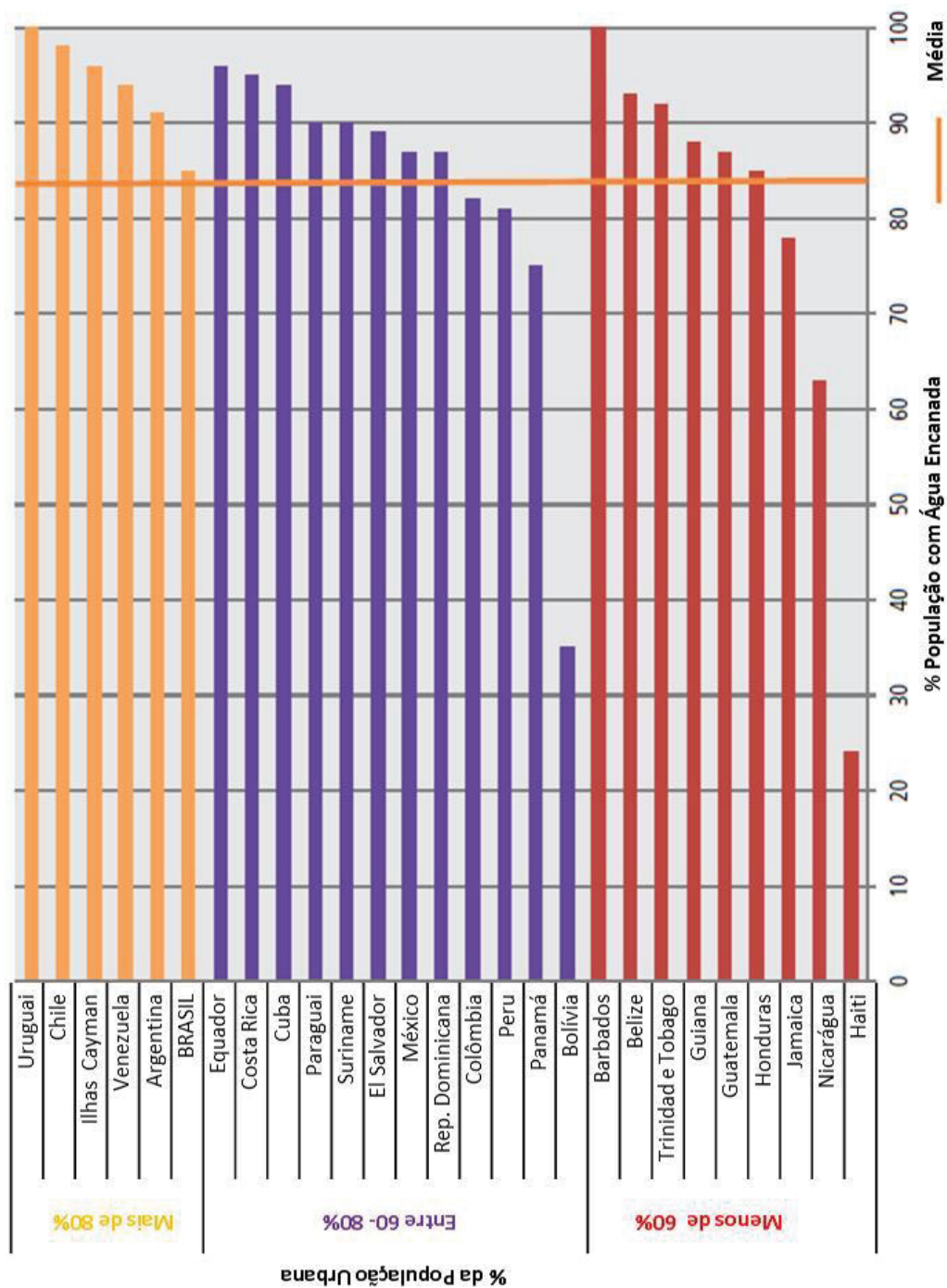


Figura 3.1 Grau de urbanização e proporção urbana com serviços de esgoto na América Latina e Caribe em 2010
 FONTE: ONU-Habitat (2012)

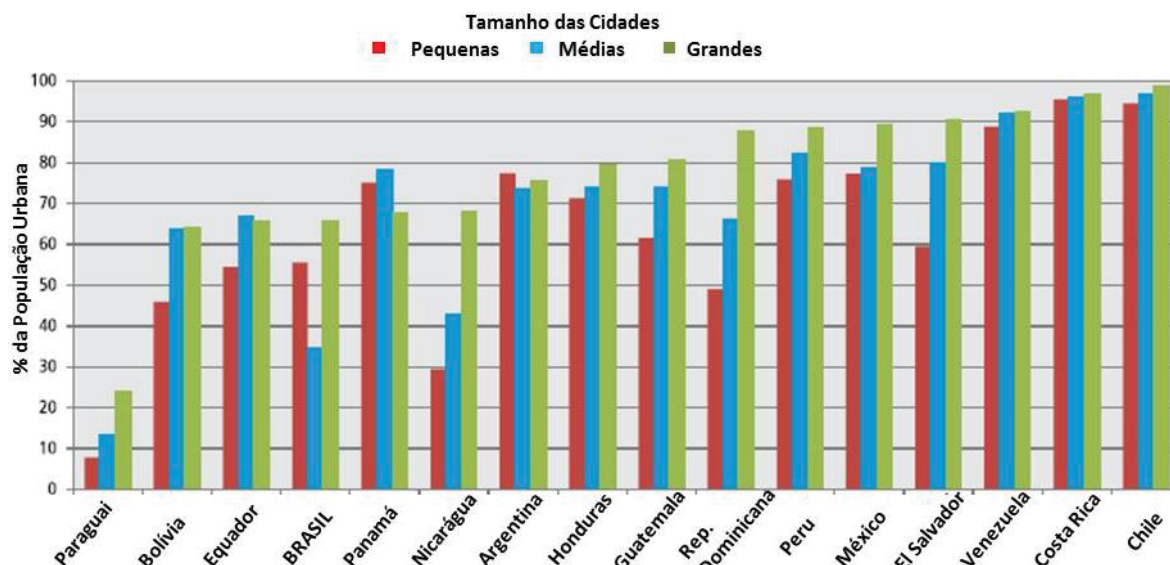


Figura 3.2 Porcentagem da população atendida por serviços de rede de esgoto em relação a porcentagem da população urbana em cidades de pequeno, médio e pequeno porte

FONTE: ONU-Habitat (2012)

3.1.1 Sistemas de Abastecimento de Água

Os Sistemas Abastecimento de Água (SAA) utilizam de forma intensiva tanto mananciais superficiais quanto subterrâneos. Segundo o Atlas Brasil – Abastecimento Urbano de Água publicado pela Agência Nacional das Águas (ANA, 2010), do total de sedes municipais do Brasil, 47% são abastecidas exclusivamente por mananciais superficiais, 39% por águas subterrâneas e 14% pelos dois tipos de mananciais. Da população que conta com canalização interna no domicílio, aproximadamente 148,5 milhões de pessoas (86% dos habitantes do Brasil) são atendidas por rede de distribuição. Os outros 19 milhões (8,2%) consomem água canalizada de poço ou nascente, perfazendo um total aproximado de 94% da população atendida com adequados SAA (IBGE, 2011; PLANSAB, 2014).

Em relação à qualidade da prestação dos serviços no ano de 2010, conforme dados do Sistema de Vigilância da Qualidade da Água para Consumo Humano (SISAGUA) gerenciado pelo Ministério da Saúde, aproximadamente 38 milhões de brasileiros receberam água em suas residências, proveniente de 1.046 SAA que não atendiam plenamente ao padrão de potabilidade estabelecido pela Portaria nº 2.914/11 do Ministério da Saúde relativo ao parâmetro coliforme termotolerante. Em 2011, esse número aproxima-se de 52 milhões de pessoas abastecidas,

considerando os dados desconformes de 1.034 SAA. Chegou-se a esse contingente totalizando a população atendida pelos sistemas que apresentaram, pelo menos, não conformidade com o estabelecido pela referida Portaria nas análises realizadas para o ano de referência (PLANSAB, 2014). A TABELA 3.1 resume os números relativos às desconformidades em pelo menos metade das amostras no padrão de coliformes termotolerantes e a população atendida pelos sistemas.

TABELA 3.1 SITUAÇÃO DOS SAA REGISTRADOS NO SISAGUA POR REGIÃO, SEGUNDO A DESCONFORMIDADE EM RELAÇÃO A COLIFORMES TERMOTOLERANTES

REGIÃO	2010			2011		
	Registros	Não Conformes	Pop. Atendida	Registros	Não Conformes	Pop. Atendida
Norte	273	29	417.680	370	43	345.717
Nordeste	1.865	434	11.924.276	1.843	397	9.126.298
Sudeste	3.321	285	15.872.337	3.344	297	31.380.484
Sul	2.425	161	3.893.831	2.040	152	5.583.722
Centro-Oeste	874	137	5.838.616	851	145	5.915.270
BRASIL	8.758	1.046	37.946.740	8.448	1.034	52.351.491

FONTE: Adaptado de SISAGUA (2010) e SISAGUA (2011)

Ao analisar as condições brasileiras, a distribuição da infraestrutura de Redes de Abastecimento de Água não ocorre igualmente em todo o país como apresenta a Figura 3.3. Importante notar que a maior concentração de domicílios atendidos encontra-se na região sudeste, maior centro econômico brasileiro.

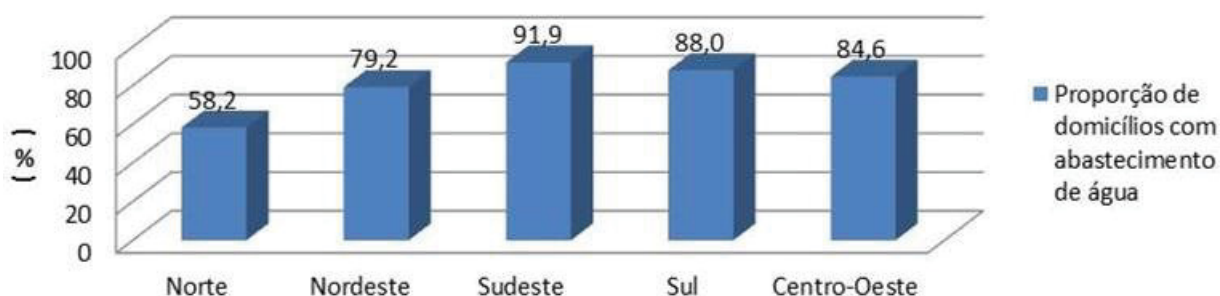


Figura 3.3 Porcentagem dos domicílios brasileiros atendidos por rede de distribuição de água

FONTE: Adaptado PNAD (2013)

3.1.2 Sistemas de Coleta e Tratamento de Esgoto Sanitário

A situação dos Sistemas de Coleta e Tratamento de Esgoto Sanitário não acompanha a mesma situação dos serviços de SAA. O percentual atendido por rede coletora de esgoto representa 52,5% dos domicílios na região urbana. Na região rural representa apenas 5,3% do total (IBGE, 2011). Ou seja: por mais que exista distribuição de água tratada abrangente, a rede de esgoto não acompanha a mesma proporção, alcançando pouco mais do que a metade dos domicílios brasileiros. Em 2010, 65% da população brasileira contava com soluções adequadas para o afastamento de seu esgoto, no caso, redes de coleta de esgoto e tanques sépticos. A Figura 3.4 indica as outras formas de afastamento do esgoto sanitário.

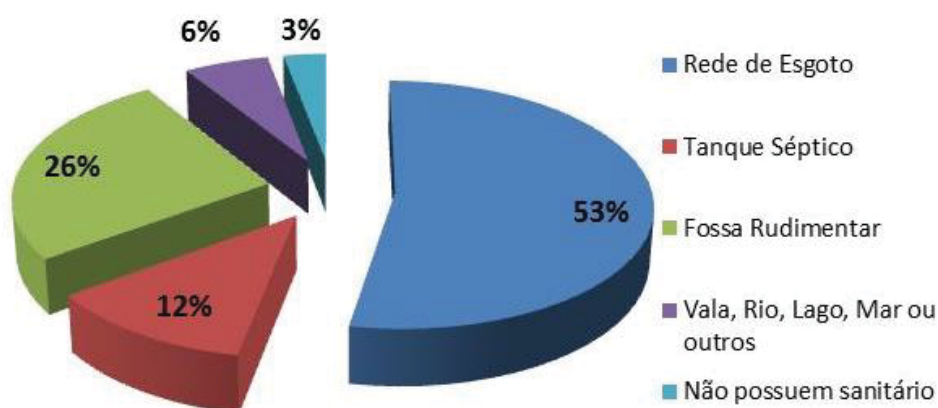


Figura 3.4 Formas de afastamento do esgoto sanitário no Brasil em 2010
proporcional a população
FONTE: IBGE (2011); PLANSAB (2014)

Segundo o IBGE, fossa rudimentar é uma denominação genérica utilizada para sistemas de tratamento individualizado que não possui as especificações técnicas de construção e operação satisfatórias, como “fossas negras”, “poço”, “buraco” e outros, dentre os quais, se encontram os diversos outros tipos de fossa, à exceção da séptica. Fossas rudimentares não funcionam de maneira adequada podendo poluir o solo e, conseqüentemente, os aquíferos de água e rios (PLANSAB, 2013).

Como alternativa para a falta de redes coletoras, o uso de tanques sépticos é bastante difundido. A adoção desse tipo de sistema corresponde a mais de um quarto (38%) de toda a destinação do esgoto no país, se for computado o uso de

fossas rudimentares, significa a sua existência em aproximadamente 22,3 milhões de moradias (IBGE, 2009).

A exemplo de como ocorre a distribuição territorial da infraestrutura de SAA, a região sudeste possui a maior quantidade dos domicílios servidos por rede de coleta de esgoto, com 81,7%, e a região com a menor quantidade, a norte, possui apenas 8,2%. Nota-se a ordem inversa quando o assunto é o uso de tanques sépticos. A região norte possui 80,1% dos domicílios com tanques sépticos e fossas rudimentares, enquanto que a região sudeste, o tanque séptico e fossas rudimentares estão presentes em 13,8% dos domicílios. Dessa forma percebe-se que o tanque séptico passa ser alternativa quando da falta de rede de coleta de esgoto (IBGE, 2009).

Outro fator importante é o uso de fossas rudimentares. A região Centro-Oeste 52,3% dos domicílios encontram-se nessa situação, seguidos da região nordeste e norte com 33,7 e 33,2% respectivamente. Na região nordeste apresenta a maior quantidade de domicílios sem qualquer tipo de afastamento do esgoto sanitário, com 9,8%, e a região sudeste, a mais populosa, com 0,6% (IBGE, 2010). A

Figura 3.5, apresenta a distribuição dos serviços de afastamento do esgoto sanitário por região em relação a quantidade de domicílios.

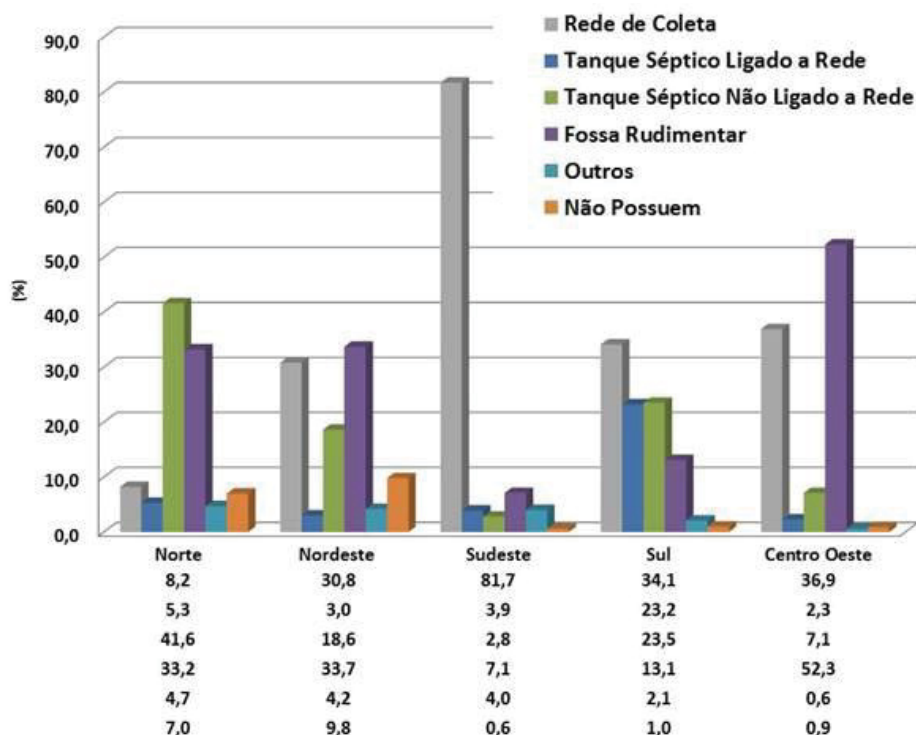


Figura 3.5 Porcentagem dos domicílios brasileiros atendidos por rede coletora de esgoto

FONTE: IBGE (2011)

O esgoto sanitário apesar de coletado, nem sempre passa por processo de tratamento. Dados da Pesquisa Nacional de Saneamento Básico (PNSB), em 2008, indicam que apenas 53% do volume de esgoto coletado recebiam algum tipo de tratamento antes de sua disposição no ambiente. Essa proporção é menor no Sudeste com 46%, seguida pelo Sul, Norte e Nordeste, respectivamente, com 59%, 62% e 66% e, por último, o Centro-Oeste, com o melhor desempenho de 90% de esgoto coletado recebendo tratamento (IBGE, 2009).

Esses dados são conflitantes com os publicados pelo Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS) em 2009. Sistema patrocinado pela Fundação Nacional de Saúde (FUNASA) do Ministério da Saúde. Segundo esse levantamento, 32% do esgoto coletado são tratados e, mesmo quando tratado, o nível de tratamento, às vezes, não é satisfatório (SNIS, 2009). Esse último dado parece ser mais adequado, pois o IBGE contabiliza o lançamento de esgoto em Sistemas de Coleta de Águas Pluviais como lançamento em rede de esgoto, solução não satisfatória, não considera o volume de esgotos das redes coletoras clandestinas, e o lançado *in natura* no ambiente (IBGE, 2011 e PLANSAB, 2014).

Esse fato transmite às companhias de saneamento a responsabilidade pela poluição em rios urbanos. De forma geral, municípios de pequeno porte tendem a possuir infraestrutura sanitária com maiores deficiências em relação às de maior porte, pois possuem maior dependência do financiamento municipal que nem sempre possui erário compatível com a demanda (MELO, 2008).

Importante notar que a ausência de infraestrutura sanitária adequada é responsável por 65% das internações anuais em hospitais nacionais (FUNASA, 2010). Essa deficiência atinge, principalmente, as parcelas mais pobres da população, as quais sofrem com problemas de saúde decorrentes da falta de saneamento.

3.1.3 Universalização dos Serviços de Saneamento

O Governo Federal e o Conselho das Cidades (CONCIDADES) elaboram, conjuntamente com a sociedade civil organizada, o Plano Nacional de Saneamento Básico (PLANSAB), sob a coordenação da Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental do Ministério das Cidades, conforme foi determinada pela Lei 11.445/2007

(BRASIL, 2007). Com a aprovação do PLANSAB no final de 2013, foi consolidado o eixo central da política federal para o saneamento básico, promovendo a articulação nacional dos entes da federação para a implementação de suas diretrizes. É um instrumento para a retomada da capacidade orientadora do Estado na condução da política pública de saneamento básico e, conseqüentemente, da definição das metas e estratégias de governo para o setor, no horizonte dos próximos vinte anos. Esse plano tem em vista universalização do acesso aos serviços de saneamento básico como direito social, contemplando os componentes de abastecimento de água potável, esgotamento sanitário, limpeza urbana e manejo de resíduos sólidos, e drenagem e manejo das águas pluviais urbanas. (PLANSAB, 2014).

A TABELA 3.2 CARACTERIZAÇÃO DO ATENDIMENTO E DO DÉFICIT DE ACESSO AO ABASTECIMENTO DE ÁGUA E ESGOTAMENTO SANITÁRIO

ATENDIMENTO ADEQUADO	DÉFICIT	
	Atendimento Precário	Sem Atendimento
ABASTECIMENTO DE ÁGUA		
Fornecimento de água potável por rede de distribuição ou por poço, nascente ou cisterna, com canalização interna, em qualquer caso sem intermitências.	<p>Dentre o conjunto com fornecimento de água por rede e poço ou nascente, a parcela de domicílios que:</p> <ul style="list-style-type: none"> não possui canalização interna; recebe água fora dos padrões de potabilidade; tem intermitência prolongada ou racionamentos. <p>Uso de cisterna para água de chuva, que forneça água sem segurança sanitária e, ou, em quantidade insuficiente para a proteção à saúde.</p> <p>Uso de reservatório abastecido por carro pipa.</p>	<p>Todas as situações não enquadradas nas definições de atendimento e que se constituem em práticas consideradas inadequadas incluindo:</p> <ul style="list-style-type: none"> ausência de banheiro ou sanitário; coleta de água em cursos de água ou poços a longa distância.
ESGOTAMENTO SANITÁRIO		
Coleta de esgoto, seguida de tratamento;	Coleta de esgoto, não seguida de tratamento;	<ul style="list-style-type: none"> fossas rudimentares; lançamento direto de esgoto em valas, rio, lago, mar ou outra forma.
Uso de tanque séptico seguido de pós-tratamento.	Uso de Fossa Rudimentar.	

FONTE: PLANSAB (2014)

TABELA 3.3 explicita a caracterização do atendimento do serviço de saneamento prestado e sob quais condições ocorrem às situações de atendimento precário ou inexistente, enquanto que a **Erro! Fonte de referência não encontrada.**

explicita o atendimento dos serviços de abastecimento de água e esgotamento sanitário e seus déficits.

TABELA 3.2 CARACTERIZAÇÃO DO ATENDIMENTO E DO DÉFICIT DE ACESSO AO ABASTECIMENTO DE ÁGUA E ESGOTAMENTO SANITÁRIO

ATENDIMENTO ADEQUADO	DÉFICIT	
	Atendimento Precário	Sem Atendimento
ABASTECIMENTO DE ÁGUA		
Fornecimento de água potável por rede de distribuição ou por poço, nascente ou cisterna, com canalização interna, em qualquer caso sem intermitências.	<p>Dentre o conjunto com fornecimento de água por rede e poço ou nascente, a parcela de domicílios que:</p> <ul style="list-style-type: none"> não possui canalização interna; recebe água fora dos padrões de potabilidade; tem intermitência prolongada ou racionamentos. <p>Uso de cisterna para água de chuva, que forneça água sem segurança sanitária e, ou, em quantidade insuficiente para a proteção à saúde.</p> <p>Uso de reservatório abastecido por carro pipa.</p>	<p>Todas as situações não enquadradas nas definições de atendimento e que se constituem em práticas consideradas inadequadas incluindo:</p> <ul style="list-style-type: none"> ausência de banheiro ou sanitário; coleta de água em cursos de água ou poços a longa distância.
ESGOTAMENTO SANITÁRIO		
Coleta de esgoto, seguida de tratamento;	Coleta de esgoto, não seguida de tratamento;	<ul style="list-style-type: none"> fossas rudimentares; lançamento direto de esgoto em valas, rio, lago, mar ou outra forma.
Uso de tanque séptico seguido de pós-tratamento.	Uso de Fossa Rudimentar.	

FONTE: PLANSAB (2014)

TABELA 3.3 ATENDIMENTO E DÉFICIT POR COMPONENTE DO SANEAMENTO BÁSICO NO BRASIL

COMPONENTE	ATENDIMENTO ADEQUADO		DÉFICIT			
			Atendimento Precário		Sem Atendimento	
	(x 1.000 hab)	%	(x 1.000 hab)	%	(x 1.000 hab)	%
ABASTECIMENTO DE ÁGUA	112.497	59,4	64.160	33,9	12.810	6,8
ESGOTAMENTO SANITÁRIO	75.369	39,7	96.241	50,7	26.880	14,2

FONTE: PLANSAB (2014)

Como forma de caracterização do déficit do saneamento básico no Brasil, foi adotado pelo plano um conceito que contemplasse, além da infraestrutura implantada, os aspectos socioeconômicos e culturais e, também, a qualidade dos

serviços ofertados ou da solução empregada. A Figura 3.6 ilustra o fluxograma de definição do déficit de saneamento básico adotado pelo PLANSAB.

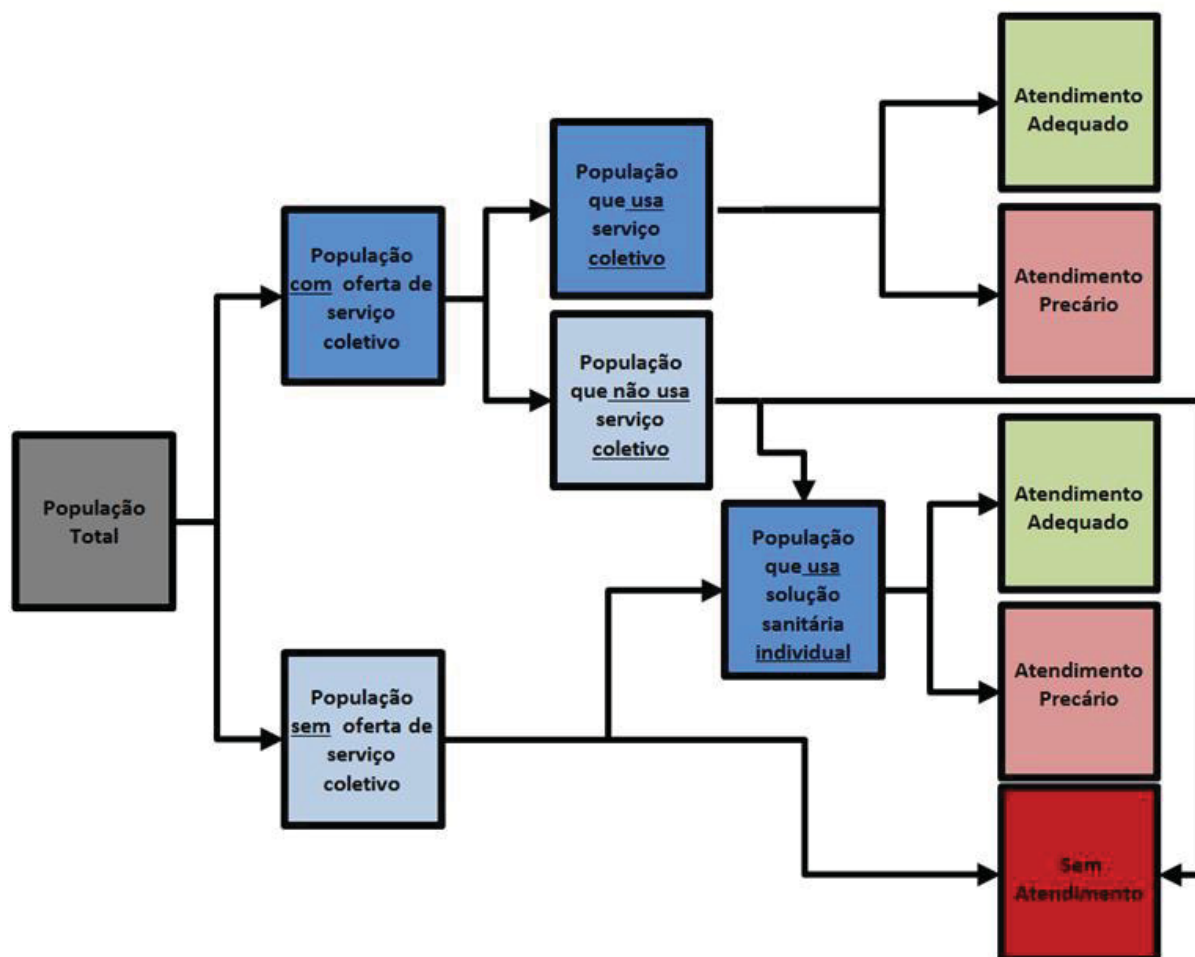


Figura 3.6 Déficit em saneamento básico adotado no PLANSAB
 FONTE: Modificado de PLANSAB (2014)

A realidade desfavorável do saneamento brasileiro exige que ocorram investimentos de ordem financeira em grande escala, tanto de materiais quanto de recursos humanos, para que os objetivos propostos para a universalização do saneamento sejam efetivamente atingidos. Segundo a FUNASA, no triênio 2007-2010 foi realizado um investimento de 4 bilhões de Reais pelo Governo Federal na área de saneamento, aplicados sobretudo, na região sudeste do país. Mesmo com esse aporte de recursos e somados com os investimentos das companhias de saneamento estaduais e municipais, cerca de 70 milhões de habitantes não foram beneficiados com qualquer melhoria (FUNASA, 2010).

Dados do PLANSAB estimam que para alcançar a universalização do saneamento, até o ano de 2033, serão necessários investimentos de R\$ 508,5

bilhões, incluindo sistema tratamento e distribuição de água e coleta e tratamento de esgoto e a divisão dos recursos, em porcentagem, para a área urbana e rural é de 92,5% e 7,5% respectivamente (PLANSAB, 2014).

Uma forma mais precisa de se estimar esses recursos, provém da somatória de investimentos calculados pelos Planos Municipais de Saneamento Básico (PMSBs), porém apenas 922 planos foram apresentados para 2.716 municípios regulados dos 5.570 municípios brasileiros (GALVÃO, 2013).

Desde o Plano Nacional de Saneamento (PLANASA), de 1971, as principais fontes de investimento disponíveis para o setor de saneamento básico no Brasil são (BORBA, 2008; PEIXOTO, 2011; e PLANSAB, 2014):

- recursos onerosos, ou seja, passíveis de pagamento de juros, tendo como financiadores o Fundo de Garantia do Tempo de Serviço (FGTS) e Fundo de Amparo ao Trabalhador (FAT);
- recursos não onerosos, derivados da Lei Orçamentária Anual (OGU) e de orçamentos dos estados e municípios;
- recursos provenientes de empréstimos internacionais, contraídos junto às agências multilaterais de crédito, tais como o Banco Interamericano de Desenvolvimento (BID) e o Banco Mundial (BIRD);
- recursos próprios dos prestadores de serviços, resultantes de superávits de arrecadação;
- recursos oriundos da cobrança pelo uso dos recursos hídricos (Fundos Estaduais de Recursos Hídricos).

Em relação a esse último, não foram computados no PLANSAB os valores referentes a esse recurso em razão das poucas unidades que implementaram em seus estados, mecanismos para a cobrança pelo uso da água e para a sustentabilidade financeira do sistema de gestão das bacias hidrográficas (BORBA, 2008).

De forma otimista, Oliveira *et al.* (2011a e 2011b) afirmam que serão necessários cerca de 255 bilhões de reais para universalizar e manter os serviços de saneamento no Brasil até 2060, mantendo o aporte de crescimento de investimentos, ressaltando que quanto maior for o investimento e maior a

produtividade, menor será o valor final do investimento. A TABELA 3.4 resume os cenários propostos pelos autores *op. cit.*, (a) caso mantenha-se os investimentos médios dos últimos oito anos (aproximadamente 5 bilhões de reais por ano), (b) caso seja dobrado esse valor, (c e d) caso ocorra um aumento na produtividade em 30% em ambos os casos. Outro ponto observado é o custo em manter a universalização, acompanhando o crescimento populacional brasileiro até o ano 2060.

TABELA 3.4 CENÁRIOS DE UNIVERSALIZAÇÃO DO SANEAMENTO NO BRASIL

Cenários	Ano de Universalização		Investimentos (bilhões R\$)	
	Água	Esgoto	Universalização	Até 2060
(a) Manutenção do atual patamar de investimentos	2039	2060	255	255
(b) Duplicação do patamar de investimentos	2021	2031	220	255
(c) Manutenção do atual patamar de investimentos com incremento de 30% na produtividade	2028	2042	165	186
(d) Duplicação do patamar de investimentos com incremento de 30% na produtividade	2017	2024	150	186

FONTE: OLIVEIRA *et al.* (2011a)

As diretrizes nacionais para o saneamento básico propostas pelo PLANSAB, determina que a partir de 2013, em 20 anos, as metas propostas pelo plano sejam alcançadas e estabelecem a curto, médio e longo prazo (2018, 2023 e 2033), metas cada uma das cinco regiões brasileiras. As projeções foram realizadas considerando três hipóteses em cenários econômicos distintos com diferentes cenários da economia internacional.

Dentro do escopo do plano, é discutido o uso de tanques sépticos como alternativa viável para o saneamento de áreas urbanas e rurais, sendo incluído como parte do programa de metas a ser realizado e admitido na universalização do saneamento, como pode ser observado na TABELA 3.5. Esses valores sobrepõem em quase 250 bilhões os estimados por Oliveira *et al.* (2011a e 2011b) para se alcançar a universalização e em quase a metade do tempo, sugerindo o cenário (a) proposto pelo mesmo autor em se duplicar as ações de investimento.

TABELA 3.5 METAS SERVIÇOS DE REDE DE COLETA E DE TRATAMENTO DE ESGOTOS

INDICADOR	ANO	BRASIL	REGIÃO				
			N	NE	SE	S	CO
E1. % de domicílios urbanos e rurais servidos por rede coletora ou Tanque	2010	67	33	45	87	72	52
	2018	76	52	59	90	81	63

Séptico para excretas ou esgoto sanitário;	2023	81	63	68	92	87	70
	2033	92	87	85	96	99	84
E2. % de domicílios urbanos servidos por rede coletora ou Tanque Séptico para excretas ou esgoto sanitário;	2010	75	41	57	91	78	56
	2018	82	56	66	94	84	69
	2023	85	68	73	95	88	77
	2033	93	89	86	98	96	92
E3. % de domicílios rurais servidos por rede coletora ou Tanque Séptico para excretas ou esgoto sanitário;	2010	17	08	11	27	31	13
	2018	35	24	28	49	46	40
	2023	46	34	39	64	55	53
	2033	69	55	61	93	75	74
E4. % de tratamento de esgoto.	2010	53	62	66	46	59	90
	2018	69	75	77	63	73	91
	2023	77	81	82	72	80	93
	2033	93	94	93	90	94	96

FONTE: Adaptado de PLANSAB (2014)

3.2 CARACTERÍSTICAS DO ESGOTO SANITÁRIO

Segundo Jordão e Pessoa (2011), a palavra esgoto servia para determinar tanto as tubulações utilizadas quanto para o líquido que nele percorre. Hoje em dia a palavra esgoto é utilizada para indicar os despejos provenientes das diversas atividades de uso e de origem das águas, sobretudo aquelas que possuem características indesejáveis. Os esgotos podem ser classificados de acordo com sua origem em: esgoto industrial; esgoto pluvial; e esgoto sanitário.

As características do esgoto industrial são intimamente ligadas ao processo ao qual foi gerado, adquirindo determinadas qualidades e necessidades variáveis de tratamento específicas. Suas vazões geralmente são intermitentes e sua contribuição localizada, quase sempre com grandes vazões. O esgoto pluvial é constituído essencialmente pelas águas das chuvas que acabam lavando a atmosfera e lixiviando a superfície de telhados, calçadas e a própria tubulação, transportando seus sedimentos. É tipicamente intermitente e sazonal e de composição variável (AISSE, 2000). Considera-se esgoto sanitário a somatória do esgoto oriundos das atividades humanas, sobretudo da utilização de sanitários, banhos e cozinhas (esgoto doméstico), água de infiltração e uma parcela do esgoto industrial que possa ser caracterizado como semelhante em sua qualidade, ao esgoto sanitário.

Utiliza-se também o termo “águas negras” para denominar esgoto proveniente exclusivamente de bacias sanitárias, “águas cinzas” para esgoto proveniente de chuveiros, cozinhas e áreas de serviço. Para o esgoto sanitário, os termos “águas

servidas” e “águas residuárias”, também são amplamente utilizados (JORDÃO e VOLSCHAN, 2009).

3.2.1 Sistemas de Esgotamento

Sistemas Individuais

Os Sistemas Individuais de esgotamento são aqueles conectados a edificação ou a um condomínio. São utilizados na ausência de redes coletoras de esgoto, principalmente em residências ou condomínios isolados em regiões com baixa densidade demográfica (NUVOLARI, 2003). Redes de esgoto ligando economias distantes entre si, não permitiriam a viabilidade financeira para sua execução, dando preferencia de investimento a áreas mais densamente populosas. Nesse contexto, aparece o uso de tratamentos individualizados de esgoto, dentre eles e principalmente, o tanque séptico (JORDÃO e VOLSCHAN, 2009).

Sistema Unitário

Quando a totalidade das águas residuárias, incluindo o esgoto doméstico e o pluvial, são encaminhados a uma única galeria de coleta, diz-se que a cidade possui um Sistema Unitário de esgoto. Esse tipo de sistema não deveria ser utilizado no Brasil. As razões para tal se resumem em: o Sistema Unitário exige canalizações de grandes diâmetros, principalmente em regiões com grandes índices pluviométricos; riscos de refluxo do esgoto sanitário para as residências; ocorrência de mau cheiro nas bocas de lobo e, principalmente, pelo superdimensionamento das ETEs em razão do grande volume de esgotos geradas no período de chuvas. Cidades com infraestrutura sanitária antiga, como Belém do Pará (PA), Bogotá, na Colômbia, Rio de Janeiro (RJ) e São Paulo (SP) possuem parcialmente redes unitárias, enquanto cidades do hemisfério norte, o sistemas são amplamente utilizados (BARROS, 1995; e CRESPO, 1997).

Sistema Separador Absoluto

No Brasil exige-se a utilização do Sistema Separador Absoluto, ao qual segrega as águas oriundas do esgoto pluvial das do esgoto sanitário. É comum encontrar interconexões entre a água de drenagem e o esgoto sanitário nesse caso, existe a contaminação com características indesejadas o esgoto pluvial, interconectando o esgoto nas águas pluviais e, na situação oposta, aumenta a vazão do esgoto sanitário (AISSE, 2000; Von SPERLING, 2005; e JORDÃO e PESSOA, 2011). Araújo (2003) cita um contrassenso no conceito de separação absoluta, pois a definição de esgoto sanitário, contida na Norma Brasileira (NBR) 9648 de 1986 – Projeto de Redes de Coletoras de Esgoto Sanitário, da Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT), já inclui as águas de infiltração e pluvial (ABNT, 1986).

A interconexão dos sistemas ocorre pela falta de fiscalização nas obras e edificações onde, por mera comodidade dos moradores são acrescidas ao esgoto sanitário às águas pluviais e *vice versa*. A participação dessas contribuições no cálculo das vazões de esgoto fica por contra da parcela de contribuição pluvial (ARAÚJO, 2003)

Como inicialmente citado, as cidades brasileiras mais antigas adotaram o Sistema Unitário e gradativamente começaram a adotar o Sistema Separador Absoluto. Alguns autores classificam essas cidades onde utiliza ambos os sistemas como dotadas de Sistema Misto (BARROS, 1995; Von SPERLING, 2005; e JORDÃO e PESSOA, 2011). Àquelas cidades que não possuíam nenhum sistema de coleta de esgoto, foi adotado o Sistema Separador Absoluto desde o início (BARROS, 1995). A utilização do sistema separador pode ser justificada pelos seguintes fatores (AZEVEDO NETTO, 1992; e ALEM SOBRINHO e TSUTIYA, 2000):

- menores custos, pelo fato de empregar tubos mais baratos, de fácil obtenção e de fabricação industrial (tubos de PVC e derivados, e manilhas.), facilitando a execução e reduzindo custos e prazos de construção;
- dentro de um planejamento integrado é possível a execução das obras por etapas, construindo e estendendo-se primeiramente à rede de maior importância para a localidade, com investimento inicial menor;

- as condições para o tratamento do esgoto são melhoradas, evitando-se a poluição das águas receptoras por ocasião de precipitações;
- diminuição das vazões extras que se verificam nos períodos de chuvas intensas;
- não condiciona e nem obriga a pavimentação das vias públicas e;
- reduz a extensão das tubulações de grande diâmetro em uma localidade, pelo fato de não exigir a construção de galerias em todas as ruas, o que é evidente no Brasil, notadamente nos municípios de menor porte.

Para os sistemas que utilizam rede de coleta de esgoto, esses podem ser classificados em Centralizados e Descentralizados. Os Sistemas Centralizados contam com coleta, transporte, tratamento e disposição final do esgoto em apenas uma ETE, enquanto os Sistemas Descentralizados utilizam pequenas ETES distribuídas estrategicamente.

O Sistema Centralizado exige a implantação de grandes, interceptores e emissários, estações elevatórias, ETES de maior porte, e um corpo receptor compatível com a vazão e a carga residual de poluentes. A vantagem do sistema é a possibilidade de realizar obras conjuntas, reduzindo os custos de implantação *per capita* atendida. A desvantagem do sistema acaba sendo o alto consumo de energia em elevatórias (OTTERPOHL *et al.*, 1997; e HOFFMANN *et al.*, 2006). Esse consumo varia de acordo com a topografia e vazão de esgoto.

Os Sistemas Descentralizados são recomendados para atender comunidades pequenas, isoladas ou áreas urbanas com baixa densidade, podendo ser implementados por etapas, principalmente, quando os recursos financeiros para esse fim são escassos. Em contrapartida aos baixos custos de investimento, a necessidade de operação e monitoramento dos sistemas depois de instalados pode onerar em demasia o tratamento. Sistemas anaeróbios, dentre eles os de tanques sépticos, podem ser utilizados nesse sentido em razão da baixa necessidade de operação do tratamento (HOFFMANN *et al.*, 2006 e LETTINGA, 2011 Informação verbal²). Em contrapartida, apresenta baixa eficiência no tratamento, monitoramento e gestão complicada e muitas vezes inadequações em sua aplicação. Campos e

² LETTINGA, G., Anaerobic Digestion. X DAAL - Symposium and Workshop Latin American Anaerobic Digestion . Ouro Preto: Centro de Convenções da Universidade Federal de Ouro Preto 2011.

Andrade Neto (1999) exemplificam os sistemas centralizados e descentralizados reproduzidas na Figura 3.7.

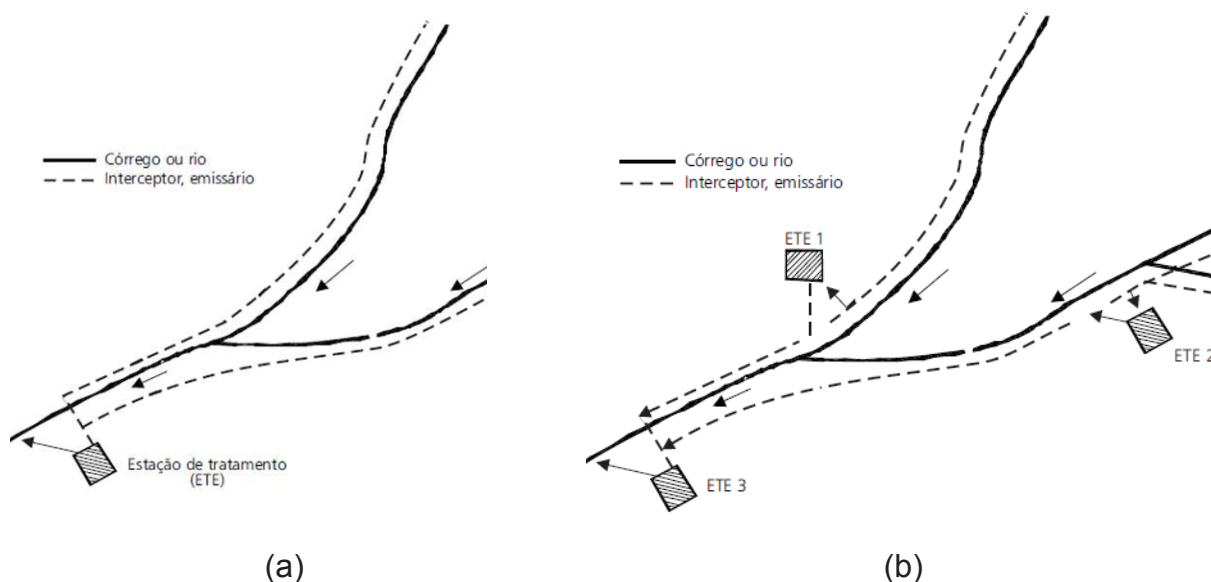


Figura 3.7 Exemplo de concepção de um Sistema Centralizado (a) e Descentralizado (b)

FONTE: CAMPOS e ANDRADE NETO (1999)

3.2.2 Aspectos quantitativos do esgoto sanitário

Parte ou a totalidade da água consumida para determinado uso retorna na forma de esgoto. Portanto, a quantidade de esgoto sanitário gerado depende intimamente dos padrões de consumo de água de uma determinada parcela da população. Da mesma forma com que ocorrem variações na distribuição de águas de abastecimento, a geração de esgoto sanitário também varia de acordo com o consumo. Segundo a NBR 9.649/86 (ABNT, 1986), na falta de um hidrograma que represente os padrões de consumo de uma determinada localidade, utilizam-se coeficientes de variação (diária e horária) para determinar as vazões de projeto de redes de esgoto. Essa quantidade varia significativamente de acordo com a capacidade econômica dos consumidores.

Segundo a NBR 9.649/86 (ABNT, 1986), existe aporte comum de vazões de águas de infiltração que variam entre $0,05$ a $1,0 \text{ L s}^{-1} \cdot \text{km}^{-1}$. De acordo com a NBR 7.229/93 – Projeto, Construção e Operação de Sistemas de Tanques Sépticos

(ABNT, 1993), o consumo *per capita* varia de acordo o padrão socioeconômico e com a atividade exercida como apresenta a TABELA 3.6.

TABELA 3.6 CONTRIBUIÇÕES UNITÁRIAS DE ESGOTO (L·Unidade⁻¹·dia⁻¹)

Edificação	Unidade	Esgoto
Ocupação permanente		
Residência Alto Padrão	Pessoa	160
Residência Alto Padrão	Pessoa	130
Residência Alto Padrão	Pessoa	100
Hotel s/lavanderia e s/ cozinha	Pessoa	100
Alojamento provisório	Pessoa	80
Ocupação Temporária		
Fábricas	Operário	70
Escritórios	Pessoa	50
Edifícios públicos e Comerciais	Pessoa	50
Escolas	Pessoa	50
Bares	Pessoa	6
Restaurantes	Refeição	25
Cinemas, teatros	Lugar	2
Sanitários Públicos	Sanitário	480

FONTE: Adaptado de ABNT (1993)

A relação existente entre a geração de esgoto sanitário e o consumo de água caracteriza-se pelo “coeficiente de retorno de esgotos”. Na falta de dados específicos, é comum estabelecer que 80% da água distribuída retornam na forma de esgoto sanitário. O restante perde-se por evaporação, infiltração no solo ou deriva-se ao sistema coletor de águas pluviais (Von SPERLING, 2005; e JORDÃO e PESSOA, 2011). As águas de infiltração também acrescentam parcela significativa à vazão em redes de coleta de esgoto sanitário.

As parcelas referentes ao esgoto industrial variam para cada situação, pois cada indústria possui um processo de geração de esgotos diferente da outra, podendo variar a sua vazão sensivelmente em questão de horas ou dias. As vazões de esgoto industrial também variam de acordo com a vocação de cada região em possuir mais ou menos empresas que possam lançar os seus efluentes nas redes. Outro aspecto é de redes de coleta de esgoto receberem efluentes industriais que tenham passado por processo de tratamento, permitindo o seu lançamento (Von SPERLING, 2005; e JORDÃO e PESSOA, 2011).

3.2.3 Aspectos qualitativos do esgoto sanitários

De uma maneira geral, os esgotos sanitários possuem aproximadamente 99,9% de sua composição constituída de água, porém ocorrem contaminantes da parcela restante (AISSE, 2000). Essas características podem mudar de acordo com os usos e atividades características de uma população, situação econômica, ou por determinada variação de clima em um ano.

De acordo com Tchobanoglous *et al.* (2003) um esgoto sanitário, apresenta concentrações, que variam em função do volume de água consumido pelas pessoas. Quanto maior o consumo de água, mais fraca é a concentração dos parâmetros. O acréscimo irregular das águas pluviais nos sistemas de coleta de esgoto também pode alterar as concentrações de esgoto em períodos chuvosos. Essas variações podem ser apresentadas como forte, média ou fraca conforme pode ser visto na TABELA 3.7.

A avaliação das características de esgoto sanitário de algumas cidades brasileiras também variam de acordo com suas concentrações e, portanto, com as atividades características de cada região como pode ser observado na TABELA 3.8.

TABELA 3.7 COMPOSIÇÃO TÍPICA DO ESGOTO SANITÁRIO

COMPONENTES	CONCENTRAÇÃO (mg L ⁻¹)		
	FORTE	MÉDIA	FRACA
Sólidos totais (mg L ⁻¹)	1230	720	390
Sólidos dissolvidos totais (mg L ⁻¹)	860	500	270
Sólidos dissolvidos fixos (mg L ⁻¹)	520	300	160
Sólidos suspensos fixos (mg L ⁻¹)	85	50	25
Sólidos sedimentáveis (mL L ⁻¹)	20	10	5
Demanda Bioquímica de Oxigênio (mg L ⁻¹)	350	190	110
Demanda Química de Oxigênio (mg L ⁻¹)	800	430	250
Nitrogênio Total (mg L ⁻¹)	70	40	20
Nitrogênio Orgânico (mg L ⁻¹)	25	15	8
Nitrogênio Amoniacal (mg L ⁻¹)	45	25	12
Nitrogênio Nitrato (mg L ⁻¹)	0	0	0
Nitrogênio Nitrito (mg L ⁻¹)	0	0	0
Fósforo Total (mg L ⁻¹)	12	7	4
Fósforo Orgânico (mg L ⁻¹)	4	2	1
Fósforo Inorgânico (mg L ⁻¹)	8	5	3
Alcalinidade (mgCaCO ₃ L ⁻¹)	200	100	50
Óleos e Graxas (mg L ⁻¹)	100	90	50
Sulfatos (mg L ⁻¹)	50	30	20

FONTE: Adaptado de TCHOBANOGLIOUS *et al.* (2003)

TABELA 3.8 CARACTERÍSTICAS FÍSICO-QUÍMICAS DE ESGOTO SANITÁRIO

Parâmetros	Aisse ¹ Curitiba - PR	Aisse ² Campo Largo - PR	Kracik ³ Florianópolis -SC Continental	Kracik ³ Florianópolis- SC Insular
pH	5,7 – 6,8	6,3 – 7,3	5,9 – 8,3	6,5 – 7,5
	-	-	-	-
DQO total	298-494	386-802	100-815	54-615
(mg L ⁻¹)	375 ± 68	599 ± 135	408 ± 160	238 ± 191
DBO total	54-227	176-211	33-395	53-353
(mg L ⁻¹)	139 ± 75	194 ± 25	174 ± 75	176 ± 96
Alcalinidade a Carbonatos	-	-	267 – 39	192 – 57
(mg CaCO ₃ L ⁻¹)	-	-	157 ± 42	112 ± 39
Sólidos Totais	330-539	372-832	31-9.124	240-811
(mg L ⁻¹)	438 ± 60	574 ± 154	1238±1733	435 ± 212
Sólidos Totais Suspensos	124-207	160- 430	29 - 496	16 -139
(mg L ⁻¹)	154 ± 29	244 ± 76	169 ± 116	77 ± 38
Sólidos Totais Voláteis	86-149	193-444	-	-
(mg L ⁻¹)	116 ± 23	319 ± 83	-	-

FONTE: Modificado de (1) AISSE *et al.* (2001a); (2) AISSE *et al.* (2001b); (3) KRACIK (1998)

3.3 FUNDAMENTOS DA DIGESTÃO ANAERÓBIA

A digestão anaeróbia é um processo bioquímico que envolve a decomposição de matéria orgânica sem a presença de oxigênio dissolvido. É um processo natural que envolve principalmente microrganismos anaeróbios e alguns facultativos, em sequencia metabólica complexa, a saber: (a) hidrólise, (b) acidogênese, (c) acetogênese, (d) metanogênese, e ainda podendo ocorrer (e) sulfetogênese (MCCARTY, 1964, BOUNDS, 1997, KORSACK, 2008)

a) Hidrólise

A princípio as bactérias hidrolíticas produzem exoenzimas para quebrar substratos complexos como os lipídios, carboidratos e proteínas, em substratos mais simples e que, dissolvidos no meio líquido, tornam mais fáceis a assimilação

pelas células, ou seja, há uma desintegração de moléculas complexas e insolúveis que podem ser transportados para o interior das células e posteriormente metabolizados (McCARTY, 1964, BATSTONE *et al.*, 2002).

A velocidade global da digestão anaeróbia tem seu limite nessa fase. O comportamento da digestão determina a velocidade de todas as etapas posteriores (LETTINGA *et al.* 1984, FORESTI *et al.* 1999). O crescimento bacteriano nessa etapa pode ser considerado como sendo de cinética de primeira ordem (GUJER e ZEHNDER, 1983 VAN HAANDEL e LETTINGA, 1994; e BOUNDS, 1997).

Há ainda alguns outros microrganismos como protozoários flagelados e alguns fungos que também podem ser envolvidos nessa etapa, pois produzem enzimas que auxiliam na quebra de compostos de lignina e celulose (NOVAES, 1986). Vários fatores podem afetar a hidrólise (LETTINGA e HULSHOFF, 1986):

- temperatura operacional do reator;
- tempo de residência do substrato no reator;
- composição do substrato;
- tamanho das partículas;
- pH do meio;
- concentração de $\text{NH}_4^+\text{-N}$;
- concentração de produtos da hidrólise.

b) Acidogênese

Após a etapa hidrolítica inicial, esses substratos mais simples como açúcares, aminoácidos e peptídeos são degradados pelas bactérias acidogênicas em compostos ainda mais simples, denominados ácidos orgânicos voláteis, ácido láctico, dióxido de carbono, amônia, hidrogênio e álcoois. Essa degradação é realizada por microrganismos como o da família *Bifidobacterium*, *Clostridium*, e *Lactobacillus*, englobando organismos anaeróbios obrigatórios e facultativos. As reações cinéticas de fermentação indicam que essa etapa não é considerada como limitante ao processo de digestão anaeróbia e não é dependente do pH (GUJER e ZEHNDER 1983; VAN HAANDEL e LETTINGA, 1994; e GERARDI, 2003).

c) Acetogênese

Essa etapa pode produzir três substratos distintos: o acetato, o hidrogênio e o dióxido de carbono em paralelo, porém, nem sempre de forma equitativa, pois há uma dependência da oxidação da matéria orgânica presente no substrato original. As bactérias fermentativas como as da família *Syntrobacter* e *Syntrophomonas*, por exemplo, convertem os subprodutos da acidogênese em substrato para a síntese do metano. Parte da DQO é transformada em acetato, enquanto o número de elétrons disponíveis no meio determina a formação de hidrogênio em contraponto à formação de dióxido de carbono. A oxidação anaeróbia pode ser inibida em pH baixo devido ao acúmulo de hidrogênio e pela concentração de ácidos orgânicos voláteis (GUJER e ZEHNDER 1983; VAN HAANDEL e LETTINGA, 1994; e PEÑA-VARON, 2002).

d) Metanogênese

Caso a fase hidrolítica não limite a velocidade da digestão anaeróbia, a fase metanogênica acaba por determinar a velocidade e a eficiência da digestão anaeróbia, pois o metabolismo dos microrganismos é considerado lento em relação ao metabolismo das etapas anteriores (GERARDI, 2003). As arqueas metanogênicas consomem o acetato produzido na etapa anterior (metanogênese acetoclástica) ocorrendo de forma majoritária, ou pela redução do dióxido de carbono em presença de hidrogênio (metanogênica hidrogenotrófica), ambas gerando metano e dióxido de carbono (WHITMAN *et al.*, 2006). O crescimento das arqueas metanogênica acetotróficas é muito mais lento que o das hidrogenotróficas, com uma diferença do tempo de duplicação de cerca 24 h para 1 a 4 h respectivamente (GERARDI, 2003). Em altas concentrações de ácidos orgânicos voláteis, ocorre um aumento dos microrganismos metanogênicos da família das *Methanosarcina* e *Methanosaeta*, porém o acúmulo desses ácidos podem diminuir o pH e comprometer a população metanogênica (VAN HAANDEL e LETTINGA, 1994, VERMA, 2002, GERARDI, 2003, e CHERNICHARO, 2007). A

Figura 3.8 apresenta o processo anaeróbico de forma mais detalhada, mostrando as respectivas porcentagens do substrato em todo processo.

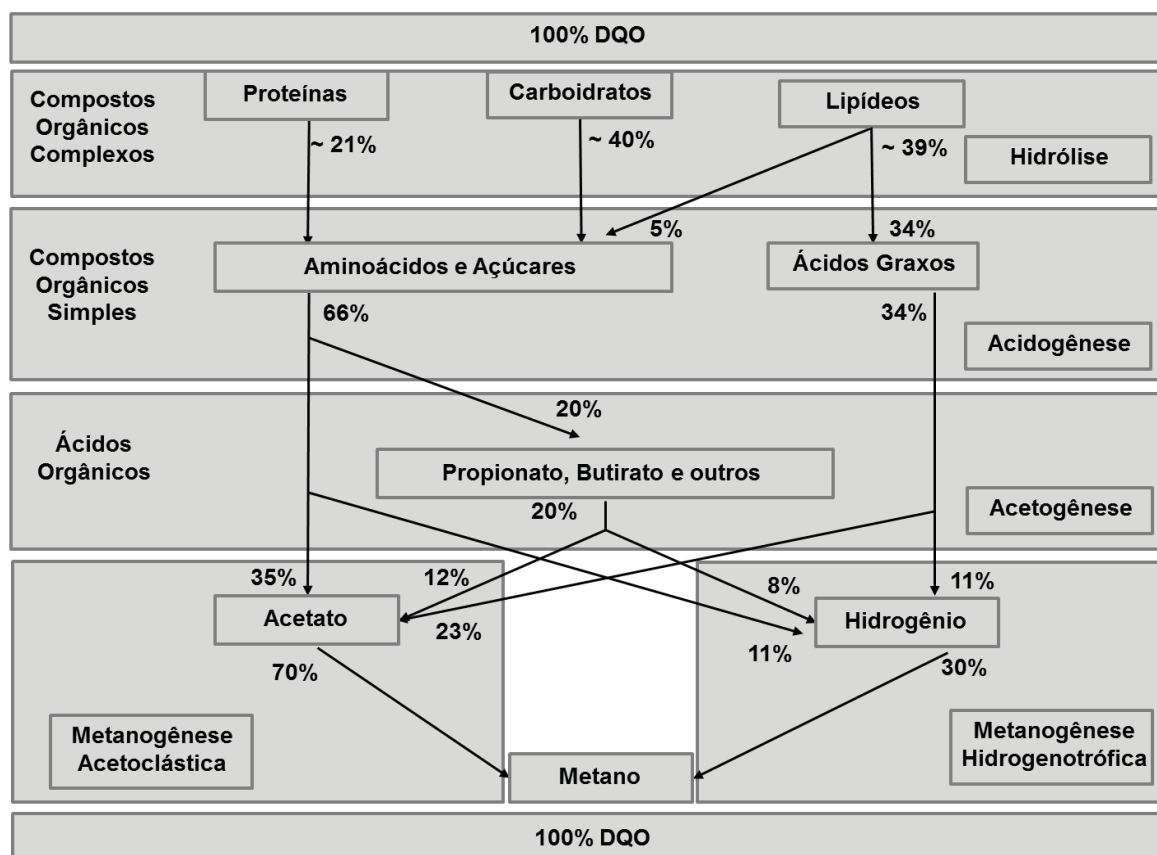


Figura 3.8 Esquema da digestão anaeróbica para esgoto sanitário com as suas respectivas porcentagens em relação a DQO
 FONTE: Adaptado de FORESTI *et al.* (1999) atualizado por GERARDI (2003), e CHERNICHARO (2007)

e) Sulfetogênese

Essa rota alternativa depende das concentrações de enxofre presente no esgoto sanitário na forma sulfitos minerais, sulfatos e também por compostos orgânicos sulfurosos. Os ácidos orgânicos e o hidrogênio são convertidos por bactérias redutoras de sulfatos, metabolizando compostos orgânicos intermediários utilizando o enxofre e seus derivados como aceptores de elétrons. Essas bactérias acabam competindo com as arqueas metanogênicas e bactérias acetogênicas pelos ácidos orgânicos e o hidrogênio, respectivamente. Outros problemas observados na sulfetogênese são o odor, ocorrência de corrosões e elevada demanda bioquímica de oxigênio no efluente (VAN HAANDEL e LETTINGA, 1994; BITTON, 1999, GERARDI, 2003 NOYOLA *et al.*, 2006, e CHERNICHARO, 2007).

3.3.1 Fatores limitantes da digestão anaeróbia

A atividade dos microrganismos está diretamente relacionada aos fatores ambientais do meio, ou seja, as características físico-químicas do afluente a ser tratado. A falta ou excesso de algum parâmetro essencial para os microrganismos pode acarretar em limitações metabólicas e desequilibrar a sintrofia microbiana. Para tanto alguns parâmetros importantes devem ser verificados:

(a) Alcalinidade

De forma a evitar variações no pH, a alcalinidade do meio deve permanecer em valores próximos de $1000 \text{ mgCaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$. Adição de bicarbonatos, soda ou cal, pode ser adicionado, permitindo o controle do pH, sendo o ideal valores entre 2500 a $5000 \text{ mgCaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$ (McCARTY, 1964; LEE *et al.*, 1989; e GERARDI, 2003, YAMADA 2013). Georgiou *et al.* (2001) indicaram valores entre 1000 a $3000 \text{ mgCaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$.

Jenkins *et al.* (1983) propuseram determinar a razão entre a Alcalinidade Total (pH 5) com a Alcalinidade a carbonatos pH (4,4), denominado relação alfa (α), medindo a capacidade de tamponamento do meio principalmente à ação de Ácidos Orgânicos Voláteis. Valores de α acima de 0,5 indicariam a estabilidade do sistema, tendo como valor ótimo de α , acima de 0,8 (LOPEZ *et al.*, 2000).

(b) pH

Para os microrganismos acidogênicos o pH ótimo fica entre 5,0 e 6,0 e para os metanogênicos fica em torno de 7,0. Os reatores anaeróbios são operados normalmente com pH entre 6,4 e 7,8. Fora da faixa de pH entre 6,0 e 8,0 a atividade dos microrganismos formadores de metano diminui consideravelmente (DROSTE, 1997, GEORGIU *et al.* 2001, TCHOBANOGLIOUS *et al.* 2003).

(c) Ácidos Orgânicos Voláteis (AOV)

A avaliação da concentração dos AOV permite verificar os resultados da metabolização dos compostos na fase acidogênica. Quanto maior a quantidade de AOV no sistema, maior será a decomposição de compostos orgânicos simples. Em contrapartida, maior será o consumo da alcalinidade e mais propícia a alteração do pH. Caso o meio possua uma baixa alcalinidade, o aumento da produção de AOV torna o reator instável, diminuindo o pH e podendo limitar a atividade metanogênica. Valores de AOV acima de 2000 mg.L^{-1} são prejudiciais ao tratamento (McCARTY, 1964; LEE *et al.*, 1989; GERARDI, 2003, e YAMADA *et al.*, 2013).

(d) Temperatura

Temperaturas ideais para a digestão anaeróbia e a consequente otimização da produção de metano, encontram-se entre 25 e os 40 °C (mesotrófica), podendo haver um aumento na velocidade de digestão até temperaturas de 60°C (termófila). Nas temperaturas entre 5 e 20 °C (psicrófila) o desempenho é sensivelmente reduzido (McCARTY, 1964; FORESTI *et al.* 1999; TCHOBANOGLIOUS *et al.*, 2003; AQUINO e CHERNICHARO, 2005; MAHMOUD, 2003; e MAHMOUD 2008).

(e) Nutrientes

A eficiência para obtenção de energia de qualquer sistema biológico depende, além do carbono (C), da presença de nitrogênio(N) e fósforo (P). A relação DBO:N:P deve ficar entre 400:5:1 e 800:5:1 para o desenvolvimento das bactérias anaeróbias. No entanto, alguns pesquisadores sustentam que a relação C/N ótima para produção de gás metano deve permanecer em torno de 25:1 (POLPRASERT, 1989; BITTON, 1999; RUIZ *et al.*, 2002; e PEREIRA, 2003).

O enxofre (S) também é considerado essencial para a atividade metanogênica. Para maximizar essa atividade deve-se manter as concentrações de N, P e S, na fase líquida, na ordem dos 50, 10 e 5 mg L^{-1} , respectivamente. (FORESTI *et al.*, 1999).

A presença de micronutrientes, como o ferro (Fe), cobalto (Co), níquel (Ni) e zinco (Zn), também produz um efeito estimulante na atividade metanogênica. (FORESTI *et al.* 1999)

3.4 TANQUES SÉPTICOS

Sistemas individuais de tratamento de esgoto devem ser utilizados em locais que não tenham sido contemplados com rede de coleta de esgoto. Dentre os sistemas individuais, os tanques sépticos apresentam-se como uma alternativa eficiente, de operação simples, compacta e tem sido utilizado em todo o mundo.

Os tanques sépticos ou decanto-digestores são unidades de Tratamento Primário, físico e biológico, que detêm o esgoto sanitário por um período que permita decantação dos sólidos e retenção do material graxo, transformando-os em compostos estáveis (JORDÃO e PESSOA, 2011; CAMPOS e ANDRADE NETO, 1999 e VAN HAANDEL *et al.*, 2006).

Mesmo que o efluente dos tanques sépticos possa conter odor e elevado teor de DBO, o tanque séptico promove reduções consideráveis na carga poluidora de esgotos brutos, quando nenhum outro sistema de tratamento de esgotos possa ser aplicado. Essas unidades de tratamento possuem uma eficiência que varia entre 30% a 50%, apenas válidas para pequenas vazões. Os tanques sépticos promovem simultaneamente processos de sedimentação, digestão e armazenamento da matéria orgânica e podem ter sua função descrita como: retenção, decantação, digestão e redução de volume (JORDÃO e PESSOA, 2011 e VAN HAANDEL *et al.*, 2006).

3.4.1 Tipologia e Dimensionamento de Tanques Sépticos

Existem tipologias e configurações diferentes de tanques sépticos. Aqueles que possuem seu tanque completamente estanque são chamados de tanques sépticos propriamente ditos, que podem ter uma ou mais câmaras de digestão e possuir ou não, uma câmara de sedimentação. São comumente chamadas fossas sépticas, estruturas similares, porém permitem a infiltração do esgoto no solo. Os

tanques sépticos podem ser classificados em função do número de câmaras: única, dupla (sobrepostas ou em série) e múltiplas. Em sua forma podem ser cilíndricas ou prismáticas. Múltiplos compartimentos são utilizados com a finalidade de diminuir a quantidade de sólidos no efluente. Essa última configuração, chamada de Tanque Imhoff, denominado em função de seu inventor, possui a vantagem de separar as bolhas de biogás geradas pela digestão anaeróbia da fase líquida, permitindo a sedimentação dos sólidos que possam ser suspensos pelo fluxo ascendente dos gases (HELLER e CHERNICHARO, 1996 e LEITE *et al.*, 2006a, e VAN HAANDEL *et al.*, 2006). A Figura 3.9 representa esquematicamente o funcionamento de um tanque séptico e a Figura 3.10 exemplifica um tanque séptico prismático retangular.

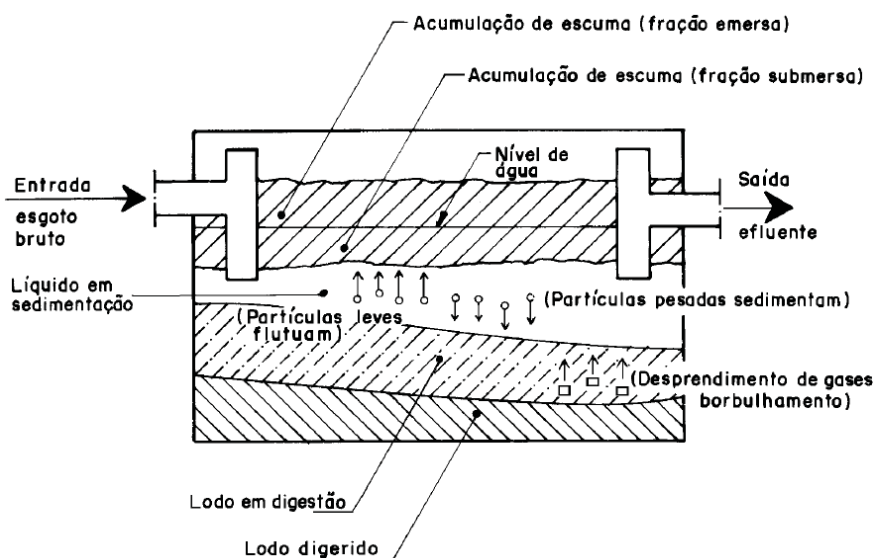


Figura 3.9 Desenho esquemático do funcionamento de um Tanque Séptico
 FONTE: Adaptado de ABNT (1993)

forma, diminui o volume útil do tanque, diminuindo sua eficiência (JORDÃO e PESSOA, 2011).

Por sua simplicidade de construção e baixo custo, os tanques sépticos são provavelmente o sistema de tratamento mais aplicado no mundo como tratamento individual de esgotos sanitários. Eles podem ser pré-fabricados em fibra de vidro ou concreto, ou construídos no local com blocos cerâmicos e cimento. Normalmente instalados abaixo do solo, o efluente pode ser infiltrado no solo, encaminhado para águas de drenagem, ou dispersos superficialmente, após um tratamento complementar, geralmente realizado por filtros biológicos (VAN HAANDEL *et al.*, 2006). A Figura 3.11 apresenta tanques sépticos pré-fabricados.



Figura 3.11 Tanque Séptico horizontal pré-fabricado
FONTE: Rotoport (2012)

No Brasil o dimensionamento dos tanques sépticos são regulados pela Norma Brasileira (NBR) 7.229/93 – Projeto, Construção e Operação de Sistemas de Tanques Sépticos (ABNT, 1993). Essa norma dá diretrizes para a concepção de Tanques Sépticos de Câmara Única cujo Tempo de Detenção Hidráulico (TDH) é de 24 horas para vazões até 6000 L.d^{-1} , diminuindo gradativamente até chegar a um TDH de 12 horas, para vazões de 14.000 L.d^{-1} ou superiores. O volume útil mínimo teórico é de 1250 L, caso adotado valores para o intervalo de limpeza de um ano e coeficiente de acumulação de lodo para maior temperatura. Existem comercialmente tanques sépticos pré-moldados de volumes inferiores até 500 L, porém não seguem as recomendações das normas supracitadas. Não há necessidade de inocular o

tanque, pois os microrganismos já estão presentes no esgoto sanitário afluente do sistema (VAN HAANDEL *et al.*, 2006).

O volume útil do tanque séptico é compreendido entre o nível de água e o fundo da unidade, excluindo o volume superior destinado para a circulação de gases (JORDÃO e VOLSCHAN, 2009). Segundo a NBR 7229 (ABNT, 1993) o volume do Tanque Séptico de Câmara Única é determinado pela seguinte Equação 1.

$$V=1000 + N (C.T+K.Lf) \quad (1)$$

Onde:

V = volume em L;

N = número de contribuintes (hab.);

C = contribuição unitária de esgotos em L . hab⁻¹.d⁻¹;

T = período de retenção em dias;

K = coeficiente típico de acumulação de lodo em dias;

Lf = contribuição unitária de lodo fresco em L . hab⁻¹.d⁻¹.

3.4.2 Lodos de Tanques Sépticos

Resultado do processo de digestão da matéria orgânica, o lodo de tanque séptico é uma mistura parcialmente digerida de material sólido e líquido presente no interior dos tanques sépticos, banheiro químico ou sistema similar que receba somente esgoto sanitário. Esse lodo é acumulado por um período conforme o especificado em projeto (de um a cinco anos conforme NBR 7.229/93 (ABNT, 1993) e é composto de diferentes substâncias, dependendo do tipo de resíduo tratado no sistema séptico. Sua composição inclui água, em maior parte, esgoto, material orgânico, como areia e matéria fecal. Podem existir menores quantidades de surfactantes, provenientes da limpeza caseira. Geralmente, os lodos sépticos possuem baixa quantidade de metais e demais poluentes, possuindo coloração escura e odor característico resultante da presença de gás sulfídrico e outros gases (JORDÃO e PESSOA, 2011; LEITE *et al.*, 2006b, e PAULA Jr. *et al.*, 2003).

A composição do lodo de tanques sépticos é compreendida na maior parte por água, esgoto, material inorgânico (areia) e material orgânico. A heterogeneidade de seus compostos é uma propriedade marcante, função de alguns fatores como frequência de limpeza, características do efluente e mistura nos caminhões de coleta. As concentrações de amônia e ovos de helmintos podem chegar a dez vezes mais do que em águas residuais. O lodo pode ser classificado quanto à estabilidade (alta ou baixa) de acordo com o grau de digestão sofrida. Assim, o tempo de permanência do lodo no tanque séptico é o grande responsável pela estabilização (LEITE *et al.*, 2006b).

Estudos apresentados por Ingunza *et al.* (2009) mostram que o lodo coletado pelas empresas “Limpa-Fossa” apresentam variações desde a composição semelhante ao esgoto sanitário à aquela típica do lodo estabilizado de sistemas anaeróbios. Nesse mesmo estudo foram apresentados resultados da composição do lodo caracterizado em 4 regiões do Brasil. Foram selecionados de forma aleatória caminhões de “Limpa-Fossa” que descarregavam o lodo em ETEs (Aleatório), foram caracterizados os lodos de tanques sépticos pré-selecionados (*in loco* - Fase 1), e foram caracterizados os lodos desses mesmos tanques após um ano de utilização (*in loco* - Fase 2). Os resultados indicaram que a variação da tipologia do lodo foi significativa, mesmo dentro de cada região. Os gráficos apresentados na Figura 3.12 e Figura 3.13 apresentam essa variação para DQO e Sólidos (Totais, Totais Voláteis, Totais Suspensos e Totais Suspensos Voláteis).

Uma das formas de se atingir um bom funcionamento do sistema individual é garantir a retirada do lodo gerado pela sedimentação dos sólidos e sua digestão. O lodo retirado deve ter sua destinação final adequada em termos ambientais, pois apresenta grande potencial poluidor devido a suas diversas características, como exemplo, agentes patogênicos e quantidade de matéria orgânica. O tratamento do lodo de tanques sépticos pode ser realizado em um sistema destinado exclusivamente a ele, ou de forma associada a outro sistema de tratamento de águas residuárias (JORDÃO e PESSOA, 2011).

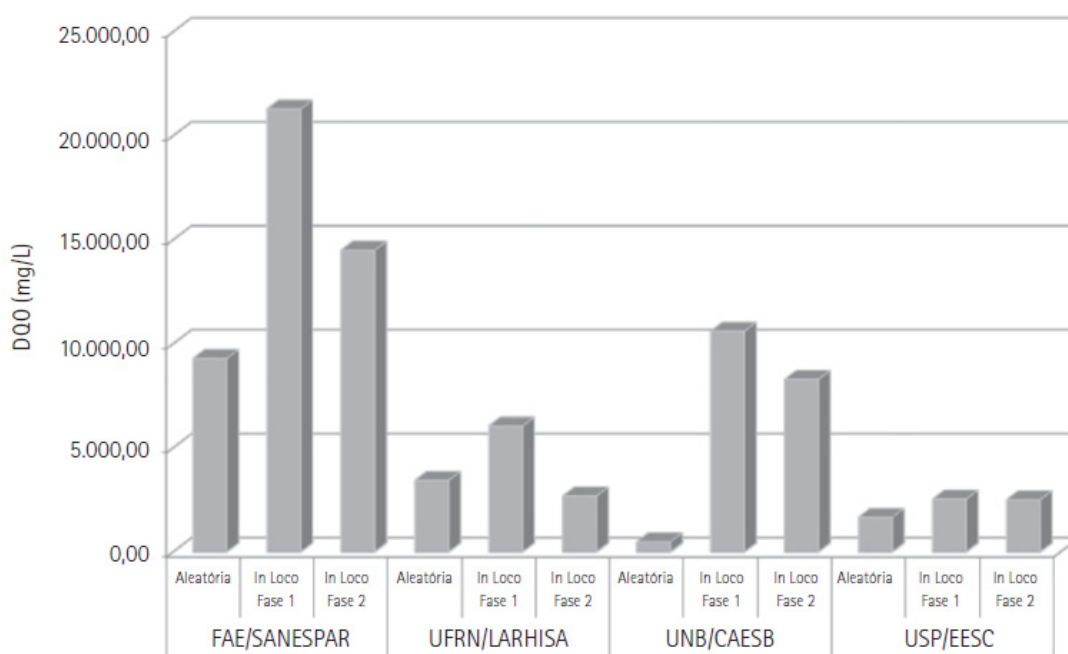


Figura 3.12 Variação da concentração de DQO
 FONTE: Ingunza *et al.* (2009)

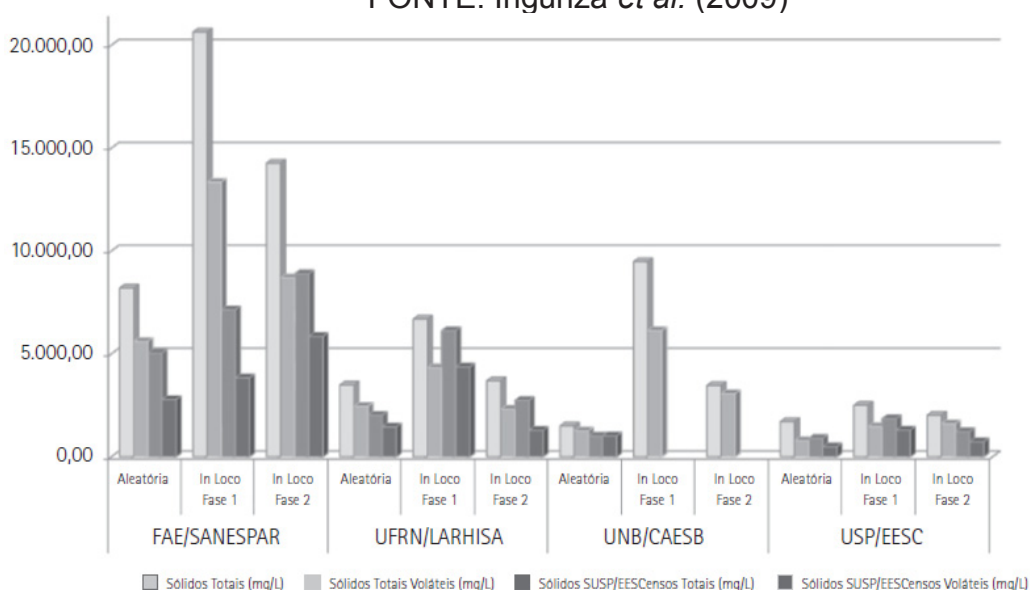


Figura 3.13 Variação da concentração de Sólidos Totais, Sólidos Totais Voláteis, Sólidos Totais Suspensos Sólidos Suspensos Voláteis
 FONTE: Ingunza *et al.* (2009)

Os usuários que utilizam filtros anaeróbios como tratamento complementar ao de tanques sépticos, aproveitam a retirada do lodo do tanque e promovem também a retirada do lodo gerado nos filtros, não promovendo impactos negativos significativos nas características do lodo coletado. O contrário ocorre quando o usuário não possui Caixa de Gordura. A admissão de óleos e gorduras nos tanques sépticos provoca uma produção maior de espuma que é esgotada conjuntamente com o lodo. Quando

o usuário possui Caixa de Gordura, é comum a realização da limpeza da caixa por empresas “Limpa-Fossa”, misturando o conteúdo das caixas ao lodo de tanques sépticos coletado ou a ser coletado. Em ambas as práticas, ocorre a atribuição de características negativas ao tratamento e disposição final, sobretudo, em sua aplicação em ETEs (JORDÃO e PESSOA, 2011; LEITE *et al.*, 2006b, e PAULA Jr. *et al.*, 2003).

Outro fator prejudicial é a descarga irregular de lodos oriundos de outros processos, inclusive não domésticos. Muitas empresas “Limpa-Fossa” realizam serviços de esgotamento de lodo proveniente de tratamentos industriais, sejam eles físico-químicos ou biológicos. Independentemente do processo, esse lodo pode ter características adversas ao lodo de tanques sépticos e possuir substâncias prejudiciais ao tratamento biológico em ETEs (Ingunza *et al.*, 2009).

A tipologia do lodo séptico varia de acordo com as atividades humanas, dimensionamento do tanque séptico e do intervalo de remoção do lodo. Ingunza *et al.* (2009) realizaram um levantamento das características físico-químicas do lodo séptico em quatro regiões do Brasil, incluindo análises de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), Demanda Química de Oxigênio (DQO), Sólidos Totais (ST) e Sólidos Totais Voláteis (STV). Nesse estudo foram constatadas variações significativas em cada lodo caracterizado. Os dados, expressos na TABELA 3.9, indicam valores médios e medianos da caracterização nas quatro regiões avaliadas assim como a variabilidade dos dados em relação a média (Ingunza *et al.*, 2009).

TABELA 3.9 CARACTERÍSTICAS FÍSICO-QUÍMICAS DO LODO SÉPTICO

Estado		DBO (mg L ⁻¹)	DQO (mg L ⁻¹)	STV (mg L ⁻¹)	ST (mg L ⁻¹)	DBO/DQO	STV/ST
FAE/SANEPAR							
PR	Média	2.734±1.747	11.219±6.768	7.891±7.311	12.116±9.064	0,24	0,65
	Mediana	2.396	9.300	5.612	8.208	0,27	0,68
UFRN/LARHISA							
RN	Média	2.176±2.859	4.205±4.303	4.368±4.925	6.508±7.266	0,52	0,67
	Mediana	955	3.434	2.456	3.489	0,28	0,70
UNB/CAESB							
DF	Média	-	51±1.911	7.368±11.497	10.214±16.274	-	0,72
	Mediana	-	487	1.263	1.504	-	0,84
USP/EESC							
SP	Média	1.524±2.148	4.491±6.489	3.053±5.465	5.216±7.803	0,34	0,58
	Mediana	666	1.663	790	1.712	0,40	0,46

Obs.: Amostras Aleatórias

Fonte: Modificado de Ingunza *et al.* (2009)

Em estudo realizado por Heinss e Strauss (1999) realizaram um trabalho de investigação em Gana, na África, Manila Tailândia, que podem ser comparados os

dados brasileiros acima. A TABELA 3.10 apresenta dados referente a estudos de caracterização do lodo séptico nas cidades de Acra (Gana), Bangkok (Tailândia), Manila (Filipinas) e dados compilados dos Estados Unidos. Os dados comparativos com os encontrados no Brasil são semelhantes aos encontrados em Acra e Bangkok, e os encontrados nas Filipinas e Estados Unidos são divergentes pois apresentam concentrações maiores em termos de DQO e de Sólidos Totais.

TABELA 3.10 CARACTERIZAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA E BIOLÓGICA DO LODO SÉPTICO EM DIFERENTES LOCAIS NO MUNDO

	Acra (Gana)	Bangkok (Tailândia)	Manila (Filipinas)	Estados Unidos
DQO	7.800	14.000	37.000	43.000
DBO	600-1500	-	3.800	5.000
ST	11.900	16.000	72.000	38.800
STV (%)	60	69	76	65
pH	7,6	7,7	7,3	6,9
DBO/DQO	0,08 – 0,16	-	0,10	0,11
DQO/ST	0,7	0,9	0,5	1,1
Ovos de Helmintos no.L⁻¹	4.000	-	5.700	-

Fonte: Modificado de Heinss e Strauss (1999)

Além de sua grande variabilidade, o lodo de tanques sépticos apresenta algumas outras características. O lodo séptico possui uma má sedimentabilidade, ou seja, para sistemas de tratamento que dependem da capacidade de sedimentação do lodo, como tanques de sedimentação, por exemplo, é de extrema importância que sejam feitos ensaios para verificar a capacidade de sedimentação do lodo ou da mistura de lodo e esgoto sanitário. A concentração elevada de óleos e graxas (acima de 300 mg L⁻¹) é fator de extrema importância que pode afetar negativamente a capacidade de sedimentação (HEINSS e STRAUSS,1999).

3.5 REATORES UASB

À luz da vertente da sustentabilidade, sistemas de tratamento de efluentes que utilizam a rota natural de mineralização, tenderão a ser uma solução aplicável a medida da autossuficiência, baseados na recuperação de nutrientes e energia. Os reatores UASB (*Upflow Anaerobic Sludge Blanket*) aparecem nessa vertente como um dos principais representantes da tecnologia anaeróbia, principalmente em se tratar de águas residuárias, sobretudo se associado a outros processos,

aumentando assim a sua eficiência e gerando outros subprodutos complementares (LETTINGA, 2005).

Inicialmente desenvolvidos para o tratamento de efluentes industriais, os reatores UASB dispõem de formato cilíndrico ou prismático-retangular, tendo as áreas destinadas para a digestão e sedimentação do lodo. Os reatores UASB visam a segregação dos gases, sólidos e líquidos presentes no processo de tratamento de águas residuárias (CAMPOS e ANDRADE NETO, 1999).

No Brasil, são também conhecidos com as siglas DAFA ou RAFA, ou seja, Digestor Anaeróbio de Fluxo Ascendente e Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente, respectivamente. Uma variável do reator UASB, denominado Reator Anaeróbio de Lodo Fluidizado (RALF) foi desenvolvido pela Companhia de Saneamento do Paraná (SANEPAR), após algumas inovações construtivas comentadas adiante (VON SPERLING, 2005).

Para o tratamento de esgoto sanitário, a função primordial do reator é remover a matéria orgânica carbonácea, ou seja, proteínas, lipídios, carboidratos e seus metabólicos, comum aos processos de digestão anaeróbia. O reator possui ação sobre os sólidos em suspensão devido à sua sedimentação. Em se tratar de sólidos suspensos, o reator UASB assemelha-se a um tanque séptico do tipo Imhoff ou Câmara Sobreposta, pois o sistema utiliza uma unidade em seu interior onde se processam os fenômenos de digestão anaeróbia do substrato orgânico e uma unidade que auxilia na sedimentação do lodo e separação dos gases (VON SPERLING, 2005).

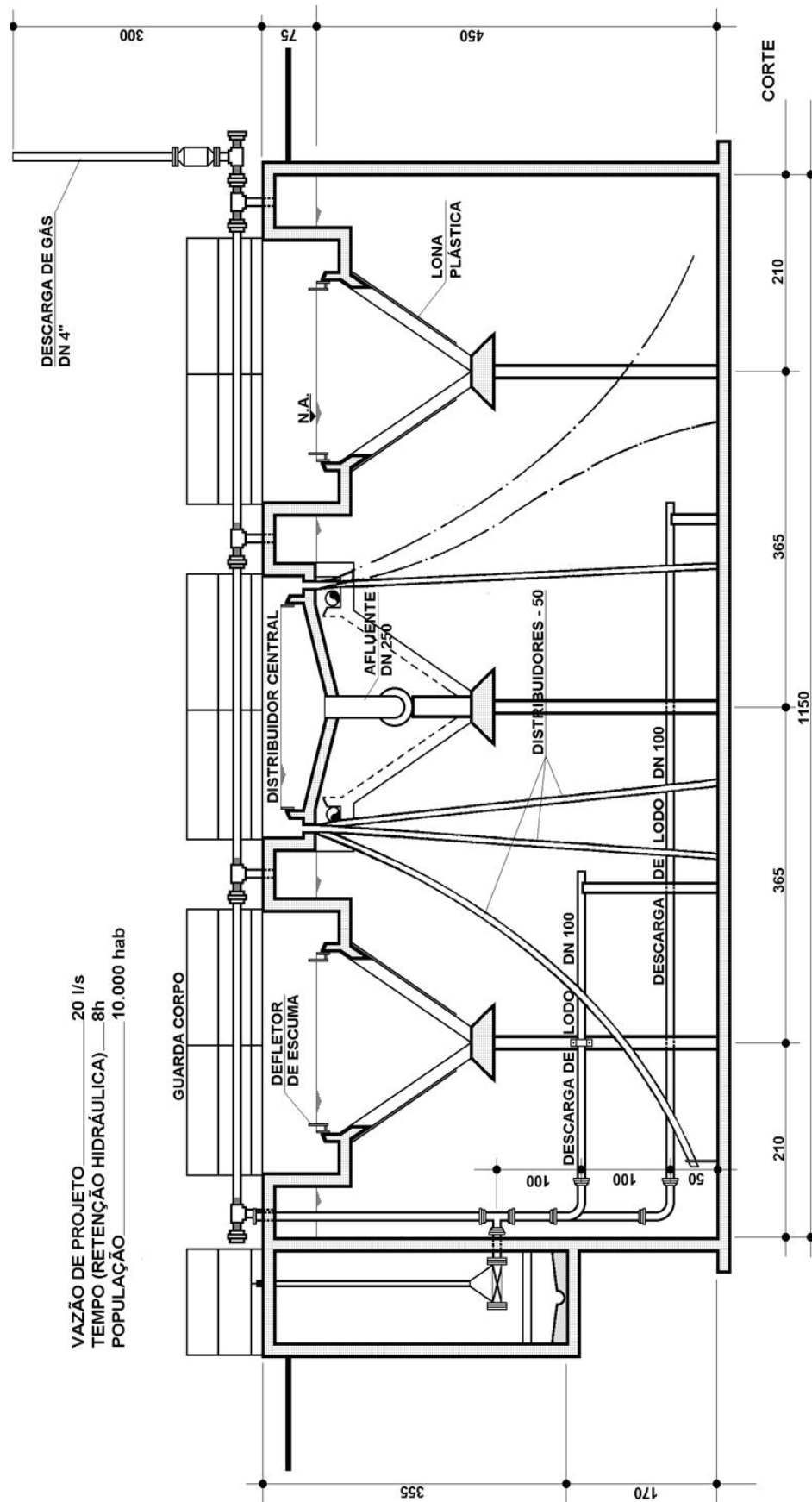
A entrada do esgoto no reator é realizada pela parte inferior de maneira mais uniformizada possível, fazendo o esgoto permear pelo lodo que é mantido em suspensão pela ação hidráulica ascendente do esgoto, auxiliando na remoção da matéria orgânica dissolvida. O líquido sobrenadante clarificado é retirado pela parte superior do reator (VAN HAANDEL *et al.*, 2006).

Entre a entrada e a saída do líquido do sistema é onde ocorrem os processos físicos de sedimentação e bioquímicos de digestão da matéria orgânica. O lodo distribui-se de forma heterogênea ao longo do reator, possuindo a parte mais densa e de boa sedimentação na parte inferior do reator (leito de lodo), e as partículas mais leves na parte superior (manta de lodo) (CHERNICHARO, 2007). Nessa região é onde ocorrem, as conversões bioquímicas inerentes ao processo anaeróbio após a aderência do lodo sobre a massa de microrganismos, onde os produtos orgânicos

mais complexos são convertidos sucessivamente ao lodo biológico e ao subproduto formado pelos gases da digestão anaeróbia (VAN HAANDEL e LETTINGA, 1994; GERARDI, 2003)

Na parte superior do reator existe uma subdivisão em três partes distintas conferidas ao UASB por uma estrutura denominada separador trifásico. As partes são separadas por zonas, a saber: zona de digestão, já mencionada; zona de sedimentação, e zona dos desprendimentos dos gases. Caso da inexistência do separador haveria perdas de lodo biológico para o efluente resultando em uma diminuição da eficiência do reator (HULSHOFF, 1991; CHERNICHARO, 2007 e VAN HAANDEL *et al.*, 2006).

O fluxo hidráulico ascensional alcança o separador trifásico com uma mistura de esgoto tratado, gases dissociados em formas de bolhas e de partículas leves de lodo que são carregadas à parte superior do reator. Na zona de sedimentação há um aumento da área seccional, de baixa turbulência, permitindo com que haja uma diminuição da velocidade ascensional e, conseqüentemente, na ocorrência da sedimentação do lodo biológico. Para os gases, o separador trifásico conta com anteparo para alterar o sentido vertical ascensional do fluxo hidráulico, proporcionando uma separação dos gases permitindo com que os sólidos carregados pela ascensão das bolhas percam velocidade e também sedimentem. Essa estrutura interna do separador trifásico é denominada de defletor. Os gases se desprendem da fase líquida na interface líquido/atmosfera podendo ser canalizados a um tratamento ou ao seu aproveitamento energético. Algumas partículas podem ser carregadas até a interface, porém após a dissociação das bolhas de gás do meio líquido, o sólido terá a tendência de sedimentar e retornar ao processo de digestão (CHERNICHARO *et al.*, 1999, VAN HAANDEL *et al.*, 2006, e VAN HAANDEL e LETTINGA, 1994; HULSHOFF *et al.*, 2004). O reator RALF utiliza-se de sedimentadores laterais, em concepções circulares, ou ao longo do reator, em reatores prismáticos-retangulares, a semelhança do UASB clássico (VAN HAANDEL *et al.*, 2006). A Figura 3.14 exemplifica um reator tipo UASB e a Figura 3.15 exemplifica a tipologia de um reator RALF, ambos projetados pela SANEPAR.



VAZÃO DE PROJETO 20 l/s
 TEMPO (RETENÇÃO HIDRÁULICA) 8h
 POPULAÇÃO 10.000 hab

Figura 3.14 Reator anaeróbio tipo UASB MOD-20
 FONTE: BAREA apud AISSE (2000)

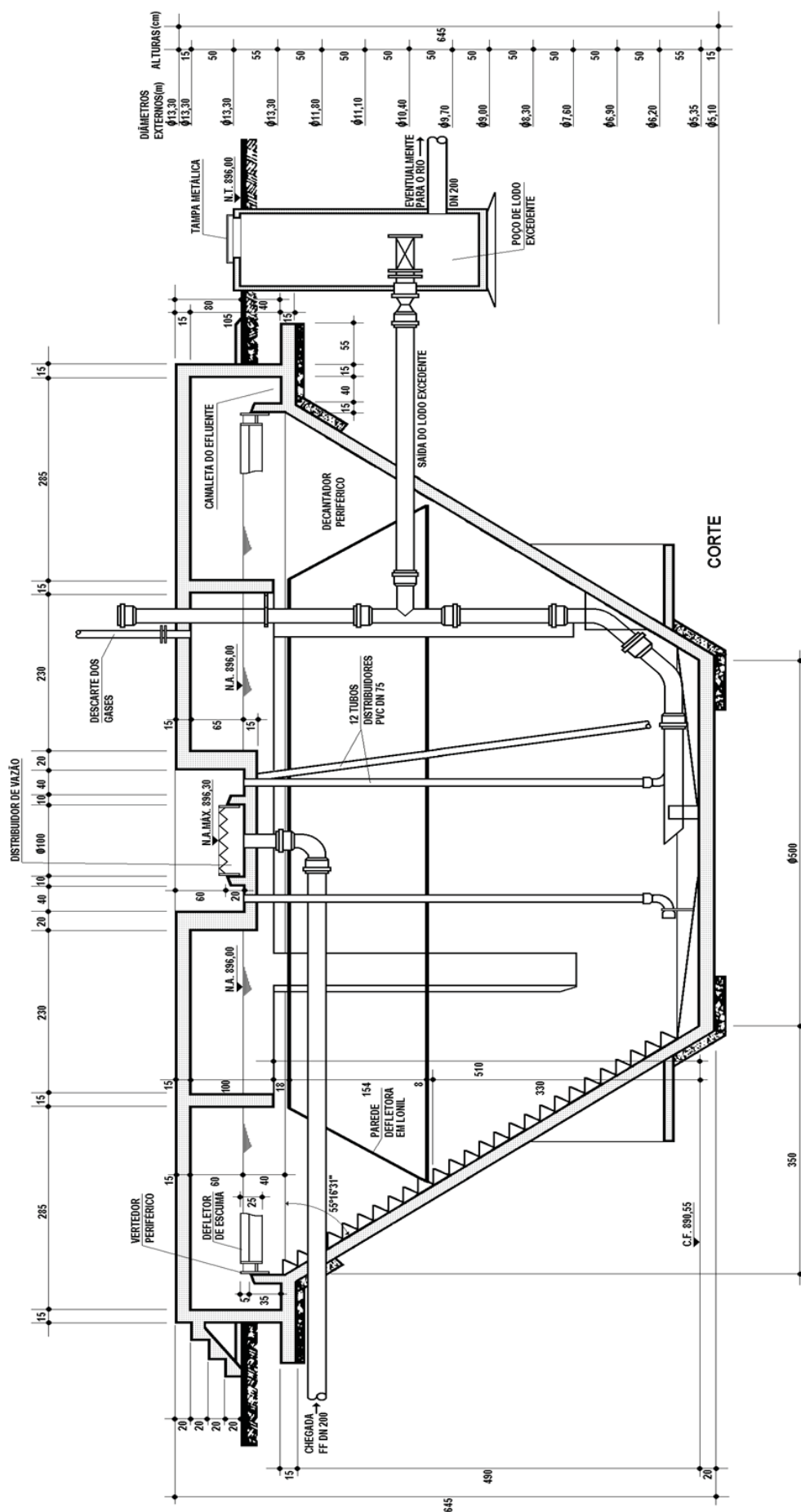


Figura 3.15 RALF – módulo IX Tipo
FONTE: JÜRGENSEN *apud* AISSE (2000)

Outra particularidade do reator UASB é a possibilidade de utilizar altas cargas volumétricas para o seu funcionamento, ou seja, conferir ao reator baixo Tempo de Detenção Hidráulico (TDH). Como o lodo é compelido a permanecer no reator, confere-se também ao UASB um alto tempo de retenção de sólidos, permitindo com que ocorra um maior tempo de digestão da matéria orgânica. Esse aumento da digestão permite, ao mesmo tempo, uma estabilidade maior do lodo produzido e, somados com um baixo crescimento celular próprio do tratamento anaeróbio, uma diminuição do volume do lodo produzido. Independentemente dessa baixa produção, o lodo gerado deve ser em parte de seu volume removido de forma periódica. Esse procedimento permite com que o lodo de excesso não venha a ser expelido conjuntamente com o líquido sobrenadante, diminuindo sua eficiência. O efluente final tratado poderá, então, ser encaminhado para um tratamento complementar ou mesmo ser direcionado ao corpo receptor, desde que tenha a anuência do órgão ambiental competente (VAN HAANDEL e LETTINGA, 1994; AIYUK *et al.*, 2006; VAN HAANDEL *et al.*, 2006; CHERNICHARO, 2007; e CHONG *et al.* 2012).

A característica principal de um reator UASB, o que torna o digestor anaeróbico de alta taxa amplamente utilizado (especialmente nos países tropicais, incluindo o Brasil), é a disponibilidade de granular o lodo, permitindo-lhe alcançar uma remoção da matéria orgânica, sem a necessidade de um material de suporte (WEILAND e ROZZI, 1991; ZOUTBERG e BEEN, 1997, CHONG *et al.* 2012). Além disso, a turbulência natural, causado pelas bolhas de gás formadas pela decomposição anaeróbia, suspende o lodo, permitindo um contato maior com a biomassa, portanto não há necessidade de uma mistura mecânica, reduzindo assim significativamente a demanda de energia e o seu custo associado. Os TDHs podem ser manipulados de forma independente, permitindo que o projeto seja baseado sobre a capacidade de degradação da biomassa, resultando na redução do tempo de tratamento de dias para horas (LETTINGA e HULSHOFF, 1991; HICKEY *et al.*, 1991, CHONG *et al.* 2012).

Alguns desafios sobre a tecnologia devem ser ainda estudados. Os reatores UASB podem sofrer negativamente com variações de temperatura e choques de carga orgânica. Dificuldades de controlar a manta de lodo, permitindo fuga de material sedimentável. Flotação e desintegração de lodo granular por alterações na velocidade ascensional de aplicação do esgoto, principalmente com o afluxo de

vazões maiores do que o dimensionado, o que ocorre quando existe o aporte de águas pluviais parasitárias em eventos de chuva. Baixas eficiências em baixas temperaturas. Concentrações altas de enxofre, ocasionando odores indesejáveis e processos corrosivos. Necessidade de pós tratamento para atingir aos padrões de lançamento em corpos receptores, incluindo matéria orgânica, nitrogênio, fósforo e patogênicos. Necessidade de purificação do biogás para sua utilização. E formação de espuma WEILAND e ROZZI, 1991; LETTINGA e HULSHOFF, 1991; LI *et al.*, 2008, ; LEW *et al.* 2011; HEFFERNAN *et al.* 2011, CHONG *et al.* 2012).

3.5.1 Parâmetros de Dimensionamento

Como parâmetros de dimensionamento, alguns valores necessitam ser estudados para determinar o volume total do reator dentre eles, a Carga Orgânica Volumétrica (COV), o TDH e a Carga Hidráulica Volumétrica (CHV), são os mais significativos.

Apesar de serem adotadas nos projetos de estações de tratamento tipo UASB cargas orgânicas inferiores a 15 kg DQO m⁻³.d⁻¹, cargas orgânicas volumétricas mais elevadas, da ordem de 45 kg DQO m⁻³.d⁻¹, já foram aplicadas com sucesso (CHERNICHARO *et al.* 2007).

Para os efluentes sanitários, de baixa concentração, a COV, quase sempre inferior a 2,5 a 3,0 kg DQO m⁻³.d⁻¹, não se apresenta como parâmetro impeditivo, haja vista o volume total do reator e a consideração de que o seu dimensionamento é realizado pela carga hidráulica volumétrica, que é tido pelo volume de esgotos introduzidos diariamente no reator por unidade de seu volume, e equivale ao inverso do tempo de detenção hidráulica na unidade. Para a determinação do TDH e da CHV, utiliza-se as Equações 2 e 3, respectivamente (CHERNICHARO *et al.*, 1999).

$$\text{TDH} = Q / V \quad (2)$$

Onde:

TDH = Tempo de Detenção Hidráulica (d);

V = volume total do reator (m³)

Q = vazão (m³ d⁻¹).

$$CHV = \frac{Q}{V} \quad (3)$$

Onde:

CHV = Carga Hidráulica Volumétrica ($\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$).

V = volume total do reator (m^3)

Q = vazão ($\text{m}^3 \text{d}^{-1}$).

Estudos e análises apontam que a CHV não deve exceder o valor de $5,00 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$, correspondendo a um TDH mínimo de 4,8 horas. Com relação ao esgoto sanitário, à exceção de haver uma estação elevatória, o reator fica exposto a toda sorte de variações de vazão e de carga orgânica, que indica um aumento da seção transversal para garantir, nos picos de vazão, as necessárias baixas velocidades ascensionais (CHERNICHARO *et al.*, 1999). Já valores superiores de carga hidráulica ou inferiores em TDH, podem acarretar nos seguintes inconvenientes (CHERNICHARO, 2007):

- perda excessiva de biomassa do sistema;
- redução do tempo de residência celular (idade do lodo) e consequente diminuição do grau de estabilização dos sólidos;
- possibilidade de falha do sistema, uma vez que o tempo de permanência da biomassa pode ser inferior ao seu tempo de crescimento.

O TDH é relevante por ter relação direta com a velocidade do processo de digestão anaeróbia, que está conexo com o tamanho da unidade de tratamento. Relacionado a uma temperatura média de 20°C , esse parâmetro pode variar de 6 a 16 horas. Para os efluentes sanitários com uma temperatura em torno de 20°C , adota-se para a vazão média um TDH em torno de 8 a 10 horas. Para a vazão máxima, deve-se adotar um tempo superior a 4 horas, sendo que para os picos de vazão máxima, o tempo não deve ser excedido de 4 a 6 horas (CHERNICHARO *et al.*, 1999).

Segundo a Norma Brasileira (NBR) 12.209, Carga Orgânica Volumétrica (COV) é dita como taxa de aplicação de SSV (ABNT, 2009). A digestão anaeróbia pode ser considerada como: Convencional não homogeneizada: taxa de aplicação de SSV igual ou inferior a $0,5 \text{ kg.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$; Convencional homogeneizada: taxa de aplicação de Sólidos Suspensos Voláteis (SSV) entre $0,5$ e $1,2 \text{ kg.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$; Alta taxa: taxa de aplicação de SSV entre $1,2$ e $4,8 \text{ kg.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$. A COV é a quantidade de matéria orgânica (massa) aplicada diariamente ao reator, por unidade de seu volume e é calculada pela Equação 4 (CHERNICHARO *et al.*, 1999).

$$\text{COV} = \frac{Q \times S}{V} \quad (4)$$

Onde:

COV = Carga Orgânica Volumétrica ($\text{kg DQO m}^{-3}.\text{d}^{-1}$);

Q = vazão afluente ($\text{m}^3 \text{ d}^{-1}$);

S = concentração de substrato afluente (kg DQO m^{-3});

V = volume total do reator (m^3).

3.5.2 Desempenho e Eficiência de Reatores tipo UASB

A eficiência do sistema é determinada em relação à porcentagem da matéria orgânica removida, podendo ser medida em remoção da Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), da Demanda Química de Oxigênio (DQO), além da remoção de Sólidos Suspensos Totais (SST) (CHERNICHARO *et al.*, 1999). Em temperaturas maiores do que 20°C e TDH entre 6 e 10 horas, as eficiências na remoção de DBO e DQO encontram-se na faixa entre 65 e 80%, e na remoção de Sólidos Suspensos Totais (SST) na ordem entre 67 e 90% (FORESTI *et al.*, 2006). Na TABELA 3.11 se apresenta um resumo das eficiências em relação a DQO, DBO e SST em diversos estudos, em escala piloto e plena, operando reatores UASB em diferentes temperaturas e TDH.

TABELA 3.11 EFICIÊNCIAS DE REATORES UASB EM DIFERENTES ESCALAS, TEMPERATURA E TEMPO DE DETENÇÃO HIDRÁULICO

País	Volume	Temp. (°C)	TDH (h)	Afluente (mg L ⁻¹)			Efluente (mg L ⁻¹)			Eficiência (%)			Ref.
				DQO	DBO	SST	DQO	DBO	SST	DQO	DBO	SST	
Japão	-	-	6	600	291	333	222	153	-	63	53	-	a
Japão	1148 L	-	6	532	240	-	197	79	-	63	67	-	b
Índia	5 m ³	25	10	590	167	-	201	60	-	66	64	-	c
Brasil	-	-	8	463	214	174	125	39	47	73	82	73	d
Índia	5 m ³	20-31	6	560	210	420	140	53	105	78	85	89	e
Brasil	106 L	21-25	4,7	265	150	123	133	59	33	50	61	73	f
México	110 L	12-18	18	465	-	154	163	-	42	65	-	73	g
Colômbia	35 m ³	23-24	5,2	520	-	250	170	-	65	66	80	69	h
Brasil	3,7 m ³	24-26	10-18	660	300	-	178	66	-	73	78	-	i
Brasil	106 L	20	4	424	195	188	170	61	59	60	69	69	j
Holanda	120 L	8-20	12	500	-	-	225	-	-	90	-	90	k
Holanda	6 m ³	20	18	550	-	-	165	-	-	70	-	-	l

(a) TANDUKAR *et al.* (2007), (b) TANDUKAR *et al.* (2005), (c) DRAAIJER *et al.* (1992), (d) GONÇALVES *et al.* (1998), (e) ARCEIVALA (1995), (f) VIEIRA (1992), (g) MONROY *et al.* (1988), (h) SCHELLINKHOUT *et al.* (1988), (i) NOBRE e GUIMARÃES (1987), (j) VIEIRA e SOUZA (1986) (k) LETTINGA *et al.* (1983), (l) LETTINGA *et al.* (1981).

3.5.3 Reatores UASB em duas fases tratando esgotos domésticos

Os reatores UASB podem ser dimensionados para que ocorra o processo de degradação biológica em duas fases distintas. A primeira, uma fase hidrolítica, quebra as cadeias carbônicas em compostos mais simples, permitindo uma maior eficiência na fase metanogênica na segunda fase do reator. No capítulo a seguir será descrito o processo de hidrólise com maiores detalhes. Halalsheh *et al.* (2005) mostraram que com TDH 3 a 4 vezes maior do que os aplicados em países tropicais, não houve melhoria significativa na remoção de matéria orgânica em relação a um reator UASB de um único estágio. Alvarez *et al.* (2008), por outro lado, sugerem que a temperaturas de 17 a 21°C, utilizando o mesmo sistema a um TDH entre 9 e 17h, proporciona melhor desempenho do que um reator UASB convencional em termos de Sólidos Suspensos Totais (SST) e na remoção de matéria orgânica.

3.6 TRATAMENTO DO LODO

3.6.1 Tratamento Térmico para Higienização do Lodo

Como alternativa para o tratamento do lodo de esgoto, uma etapa de pré-tratamento térmico pode ser utilizada. O aquecimento provoca o rompimento das ligações químicas de substâncias poliméricas em solução e da parede celular dos

microrganismos e parasitas presentes, o que possibilita maior solubilização das partículas orgânicas e melhor desempenho da digestão anaeróbia do lodo. A termohidrólise também tem por finalidade, a remoção dos patógenos e dos ovos helmintos. Portanto, a termohidrólise é uma das técnicas de eliminação ou diminuição dos microrganismos patogênicos, por meio da combinação entre tempo e temperatura de exposição.

Barés (2010) cita que a hidrólise do lodo de esgotos facilita a estabilização, propicia a melhora na desidratação e a redução do número de patógenos. A autora, citando Noyola *et al.* (2007) e Arce (2009), afirma que o lodo que passa por processo de digestão em reatores UASB (operando a temperatura mesofílica), com pré-tratamento térmico (termohidrólise), operando a temperatura controlada, entre 60° e 70°C, por um período de 60 minutos, propicia a higienização avaliada pela redução de ovos de helmintos. O resultado é satisfatório da relação de temperatura *versus* tempo para lodo misto (primário e aeróbio), em experimentos de bancada foi 60 °C, durante 60 minutos (BARES *et al.*, 2009; BARES, 2010; BARES *et al.*, 2010).

A opção de incorporar um reator termófilo, que realiza pré-digestão do lodo, aos sistemas atuais de tratamento mesofílico de lodo, pode tornar-se viável, no sentido de produzir lodo classe A, conforme a Resolução CONAMA nº 375 (BRASIL, 2006). Entretanto, a aplicação desse processo, não substitui o processo mesofílico tradicional, apenas complementa o sistema para o tratamento do lodo.

3.6.2 Hidrólise Térmica

Vários trabalhos têm sido realizados visando minimizar a problemática da gestão do lodo, produzidos em quantidades cada vez maiores, dentre eles a digestão anaeróbia precedida de pré-tratamento térmico. Bougrier *et al.* (2008) apresentam uma relação de trabalhos que utilizaram tratamento térmico, citando o tempo de exposição, o tipo de reator e o tempo de retenção hidráulico (TABELA 3.12). A maior parte das pesquisas foi conduzida com temperaturas superiores a 160 °C, com exceção de Gavala *et al.* (2003), Ferrer *et al.* (2008) e Lu *et al.* (2008), que operaram na temperatura de 70°C. É possível observar, a partir destes dados, que o aumento da produção de biogás é diretamente proporcional à temperatura.

TABELA 3.12 DIFERENTES PRÉ-TRATAMENTOS TÉRMICOS PARA A DIGESTÃO ANAERÓBIA MESOFÍLICA

Referência	Tratamento Térmico	Digestão Anaeróbia	Resultado
Haug <i>et al.</i> (1978)	175°C 30 min	CSTR TDH = 15 d	Aumento na produção de metano de 115 a 186 mLg ⁻¹ DQO (>62%)
Stuckley e Mc Carty (1978)	175°C 60 min	Batelada TDH = 25 d	Aumento da conversão de DQO para metano de 48 a 68% (>42%)
Li e Noike (1992)	175°C 60 min	CSTR TDH = 5 d	Aumento na produção de biogás de 108 a 216 mLg ⁻¹ DQO (>100%)
Tanaka <i>et al.</i> (1997)	180°C 60 min	Batelada TDH = 8 d	Aumento na produção de metano (>90%)
Fjordside (2001)	160°C	CSTR TDH = 20 d	Aumento na produção de biogás (>60%)
Gavala <i>et al.</i> (2003)	70°C 7 dias	Batelada	Aumento na produção de metano de 8,3 a 10,45 mmolg ⁻¹ de STV (>26%)
Barjenbruch e Kopplow (2003)	121°C 60 min	CSTR TDH = 20 d	Aumento na produção de biogás de 350 a 420 mL de SSV (>20%)
Jeonsgsik <i>et al.</i> (2003)	121°C 30 min	Batelada 7 d	Aumento na produção de biogás de 3657 a 4843 Lm ⁻³ de lodo ativado (>32%)
Dohanyos <i>et al.</i> (2004)	170°C 60 s	Batelada TDH = 20 d Termofílico	Aumento na produção de biogás (>49%)
Valo <i>et al.</i> (2004)	170°C 60 min	Batelada, TDH = 24 d	Aumento na produção de biogás (>45%)
Valo <i>et al.</i> (2004)	170°C 60 min	CSTR TDH = 20 d	Aumento na produção de metano de 88 a 142 mLg ⁻¹ de DQO (+61%)
Graja <i>et al.</i> (2005)	175°C 40 min	Reator leito modificado, TDH = 22,9 d	65% de redução de SST
Bougrier <i>et al.</i> (2006a)	170°C 30 min	Batelada 24 d	Aumento na produção de metano de 221 a 333 mLg ⁻¹ DQO (>76%)
Bougrier <i>et al.</i> (2006b)	170°C 30 min	CSTR, 20 d	Aumento na produção de metano de 145 a 256 mLg ⁻¹ de STV (>51%)
Ferrer <i>et al.</i> (2008)	70°C 9 h	Batelada, 10 d	Aumento na produção de biogás (>30%)
Lu <i>et al.</i> (2008)	70°C 2 d	Batelada 13 d	Aumento na produção de metano (>48%)

OBS: CSTR: Reator completamente misturado fluxo contínuo; TDH = Tempo de detenção hidráulico; STV = Sólidos totais voláteis; SSV = Sólidos suspensos voláteis; SST = Sólidos suspensos totais.
 FONTE: Bougrier *et al.* (2008)

Gavala *et al.* (2003) e Skiadas *et al.* (2005), estudaram o efeito do pré-tratamento térmico a 70°C sobre a digestão posterior de lodos primário e secundário, em fase mesofílica e termofílica. Esses autores concluíram que uma etapa de hidrólise térmica é benéfica ao potencial de produção de metano, particularmente no caso de lodos primários, além de alcançar a remoção total de *estreptococos fecais*, quando seguido de um digestor termofílico (BRAGA *et al.*, 2009).

Bougrier *et al.* (2008), também trabalharam com esse substrato, na faixa de 90 a 210 °C. Para temperaturas de 95 °C observaram uma tênue solubilização dos sólidos, avaliada pela relação SSV/SST, mas sem comprovação estatística. Para as temperaturas abaixo de 150 °C a solubilização de carboidrato foi mais importante que a das proteínas, essas últimas localizadas principalmente dentro das células. A concentração de carboidrato decresceu com a temperatura, pois ela teria reagido, com outros carboidratos ou com a proteína solubilizada.

Borges e Chernicharo (2009) trabalharam com temperaturas inferiores as citadas por Bougrier *et al.* (2008), agora na faixa de 25 a 75 °C, com tempo de exposição acumulado de 3 a 7 h respectivamente. Porém, igualmente, avaliaram o impacto do tratamento térmico, em termos do acréscimo dos parâmetros carboidratos, proteínas, lipídios e DQO. Os resultados mostraram uma desintegração térmica da fração orgânica do lodo anaeróbio, com a disponibilidade dos parâmetros citados da ordem de 30 a 35 vezes e um aumento na produção do biogás de 50 %. Para um tempo de aquecimento de até 3 horas a ampliação da disponibilidade foi entre 9 a 32 vezes dependendo do parâmetro. O aparato experimental constou de um reator UASB recebendo esgoto sanitário, reservatório de biogás e reator térmico, com retorno de lodo ao reator UASB. A TABELA 3.13 contém a estatística descritiva dos parâmetros avaliados em relação ao tempo de aquecimento em horas.

TABELA 3.13 ESTATÍSTICA DESCRITIVA DE PROTEÍNAS, CARBOIDRATOS, LIPÍDIOS E DQO EM RELAÇÃO AO TEMPO DE AQUECIMENTO EM HORAS

Tempo de Aquecimento (h)		0,0	1,5	3,0
Temperatura (°C)	Média	25,1	49,8	63,6
	Máximo	29,5	56,5	72,5
	Mínimo	22,0	45,0	57,0
	Desvio Padrão	2,8	3,81	4,76
	Ampliação	-	-	-
Proteína (mg L ⁻¹)	Média	86	1051	2081
	Máximo	124	2332	3463
	Mínimo	55	323	1241
	Desvio Padrão	19	637	698
	Ampliação	-	12x	24x
Carboidratos (mg L ⁻¹)	Média	22	208	709
	Máximo	37	701	1056
	Mínimo	12	46	502
	Desvio Padrão	7	192	163
	Ampliação	-	9x	32x

FONTE: Modificado de BORGES e CHERNICHARO (2009)

TABELA 3.13 ESTATÍSTICA DESCRITIVA DE PROTEÍNAS, CARBOIDRATOS, LIPÍDIOS E DQO EM RELAÇÃO AO TEMPO DE AQUECIMENTO EM HORAS (cont.)

Tempo de Aquecimento (h)		0,0	1,5	3,0
Lipídios (mg L ⁻¹)	Média	0,06	0,55	1,16
	Máximo	0,13	1,41	2,18
	Mínimo	0,02	0,328	0,66
	Desvio Padrão	0,03	0,33	0,41
	Ampliação	-	10x	21x
DQO (mg L ⁻¹)	Média	217	2073	6059
	Máximo	305	3287	7447
	Mínimo	160	1003	4223
	Desvio Padrão	53	860	1084
	Ampliação	-	10x	28x

FONTE: Modificado de BORGES e CHERNICHARO (2009)

Poucos estudos foram realizados sobre a degradação da matéria orgânica específica (carboidratos, proteínas e lipídios) em reatores anaeróbios, e os estudos existentes ainda são limitados (PORTO, 2003). Segundo Tchobanoglous *et al.* (2003), cerca de 75% dos sólidos suspensos e 40% dos sólidos dissolvidos presentes esgotos sanitários são de origem orgânica, tendo-se uma proporção de 25 a 50% de carboidratos, 40 a 60% de proteínas e cerca de 10% de lipídeos. Já Raunkjaer *et al.* (1994) observaram teores de 18%, 28% e 31% para carboidratos, proteínas e lipídios respectivamente. Porto (2003), apresentou alguns resultados em relação a quantidade de compostos orgânicos específicos em relação a DQO em esgoto sanitário bruto que podem ser observados na TABELA 3.14.

TABELA 3.14 MÉDIA DE DQO E COMPOSTOS ORGÂNICOS COMPLEXOS EM ESGOTO SANITÁRIO BRUTO

	Concentração (mg L ⁻¹)
Proteínas	107,1
Carboidratos	68,7
Lipídios	11,1
DQO	495,5

FONTE: PORTO (2003)

3.6.3 Tratamento do Lodo em duas fases

Segundo a NBR 12.209, Carga Orgânica Volumétrica (COV), apresentada como taxa de aplicação de Sólidos Suspensos Voláteis (SSV) (ABNT, 2009), é utilizada para o dimensionamento do digestor anaeróbio de lodo. Assim, pode ser considerado como: Convencional não homogeneizado: taxa de aplicação de SSV

igual ou inferior a $0,5 \text{ kg.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$; Convencional homogeneizado: taxa de aplicação entre $0,5$ e $1,2 \text{ kg.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$; e alta taxa: taxa de aplicação entre $1,2$ e $4,8 \text{ kg.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$.

Braga *et al.* (2009) deram início, na Universidade Federal do Paraná (UFPR), aos estudos do processo bifásico com pré-tratamento térmico. Assim, no relatório da primeira fase das pesquisas, são citados Ghosh *et al.* (1975), os quais determinaram as condições de manutenção de culturas de bactérias predominantemente acidogênicas, alimentando-as com lodos de esgoto, por meio do controle da cinética dos processos bioquímicos. Com os resultados obtidos, desenvolveram critérios para a operação de digestão de lodos em duas fases, com ênfase na fase acidogênica. A partir das pesquisas desenvolvidas nesse período, surgiu o conceito de digestão anaeróbia em duas etapas, atualmente aplicado em grande escala, em algumas instalações, com resultados bastante favoráveis (Oles *et al.*, 1997). Com a finalidade de assegurar a eliminação de microrganismos patogênicos presentes nos lodos de esgoto, esses autores propuseram um processo em duas etapas, termofílica e mesofílica. De acordo com resultados de outros autores, esse procedimento alia as vantagens individuais da fase termofílica, que apresenta maior capacidade de destruição de microrganismos patogênicos, com as da fase mesofílica, que apresenta maior capacidade para reduzir concentrações de ácidos graxos voláteis (AGV), com a vantagem de evitar as desvantagens de cada uma delas (Ghosh *et al.*, 1995; Han e Dague, 1997; Cheunbarn e Pagilla, 2000).

Blank e Hoffmann (2011), citando Park *et al.* (2005) e Yoshida *et al.* (2009), afirmam que a hidrólise representa a taxa determinante do processo metabólico na fermentação anaeróbia. Desacoplando a hidrólise e a acidificação da fase metanogênica, propicia-se a redução do volume do reator biológico, sob uma (ou talvez maior) atividade metabólica, avaliada pela taxa de produção de biogás, por exemplo.

Além da evidente redução do volume total requerido para os digestores, o lodo produzido apresentou características similares de desaguamento. Bougrier *et al.* (2008), afirmaram que, para temperaturas acima de 150°C , o desaguamento foi incrementado. Além disso, a viscosidade aparente e o Índice Volumétrico de Lodo (IVL) foram primeiramente reduzidos com a temperatura inicial e depois permaneceram constantes para temperaturas acima de 150°C . Borges *et al.* (2009), identificaram que o processo de desaguamento se mostrou mais difícil no lodo anaeróbio de reatores tipo UASB tratado termicamente para higienização. O aparato

experimental constou de um reator UASB recebendo esgoto sanitário, reservatório de biogás, reator térmico e leitos de secagem. Empregaram temperaturas de 55 e 67 °C, em tempo de exposição acumulado de 3 e 5 h respectivamente. Uma discussão referente a concentração de Nitrogênio Total do efluente líquido dos digestores (sobrenadante) apresentou um acréscimo de cerca de 13% na proposta dos dois estágios (Blank e Hoffmann, 2011).

Ainda segundo Blank e Hoffmann (2011) foram desenvolvidas pesquisas, em meia escala, e as cargas empregadas são muito discrepantes quando se verifica a digestão em um ou dois estágios (TABELA 3.15). Utilizaram como substrato lodo anaeróbio digerido, lodo ativado de excesso, lodo primário, restos de cozinha e outros resíduos orgânicos municipais. A **Erro! Fonte de referência não encontrada.** apresenta a síntese dos resultados da pesquisa de Blank e Hoffmann (2011), citando ainda os trabalhos de Perot e Amar (1989) para auxiliar na discussão, sendo omitidos os resultados das pesquisas de Martinez-Gonzalez *et al.* (2010) e Kuglarz e Mrowiec (2009), não detalhadas.

TABELA 3.15 PARÂMETROS DE PROJETO OBTIDOS DE PESQUISAS DE CO-DIGESTÃO ANAERÓBIA EM UM E DOIS ESTÁGIOS UTILIZANDO LODO DE ESGOTOS E DIFERENTES SUBSTRATOS ORGÂNICOS

Parâmetro	Um estágio	Dois estágios	
		Primeiro estágio (hidrolise)	Segundo estágio
TDH (d)	20	1,0	14,3
Carga (kg SVT.m ⁻³ .d ⁻¹)	1,9	36,2	2,23
Carga (kg DQO.m ⁻³ .d ⁻¹)	3,5	68,6	4,83

Fonte: BLANK E HOFFMANN (2011)

TABELA 3.16 PARÂMETROS DE PROJETO OBTIDOS DE PESQUISAS DE (CO-) DIGESTÃO ANAERÓBIA EM UM E DOIS ESTÁGIOS UTILIZANDO LODO DE ESGOTOS E DIFERENTES SUBSTRATOS ORGÂNICOS

Processo (TDH em dias)	Substrato	Biogás (L. kg ⁻¹ SVT _{Rem} ⁻¹)	Eficiência de remoção(%)		Metano (% CH ₄)	Fonte
			ST	AOV		
Um estágio (TDH 25)	Lodo de esgotos	987,5	40	84	69	Perot e Amar (1989)
Dois estágios (TDH 1,6 + 10)	Lodo de esgotos	755	60	83	70	
Um estágio (TDH 20)	Lodo de esgotos (54,6 %) e outros resíduos orgânicos	899,9	46,5 (*)	89	57	Blank e Hoffmann (2011)
Dois estágios (TDH 1 + 14,3)	Lodo de esgotos (54,6 %) e outros resíduos orgânicos	970,6	59,5 (*)	92	65	

OBS: (*) Eficiência de remoção de 61 % e 60% respectivamente em termos de DQO

FRANÇA (2002) aplicou lodo anaeróbio proveniente de reator UASB tipo RALF, em escala real, hidrolisado termicamente (720 h, com temperatura superior a 60°C em 80% do tempo) no próprio reator UASB (reator de 1.300 m³ de volume, com uma vazão de entrada de projeto de 70 L s⁻¹). Foi monitorado a eficiência do reator antes da aplicação, no dia da aplicação do lodo (dia do retorno) e nos dois dias subsequentes a aplicação. A vazão de entrada no momento da aplicação no UASB era de 59,67 L.s⁻¹ e a DQO de entrada era de 269 mg.L⁻¹. Assim COV operante no reator foi de 0,045 kgDQO.m⁻³.h⁻¹ com esgoto bruto. A vazão do lodo hidrolisado era de 69,00 g L⁻¹ de resultando em uma COV de 0,20 kg DQO.m⁻³.h⁻¹, ou seja 4x superior a COV de esgoto bruto. Os resultados da eficiência de remoção do reator, em porcentagem, são apresentados na Figura 3.16 para DBO, DQP, Fósforo (Fosfato) e Nitrogênio Total e na Figura 3.17 para o conjunto de sólidos.

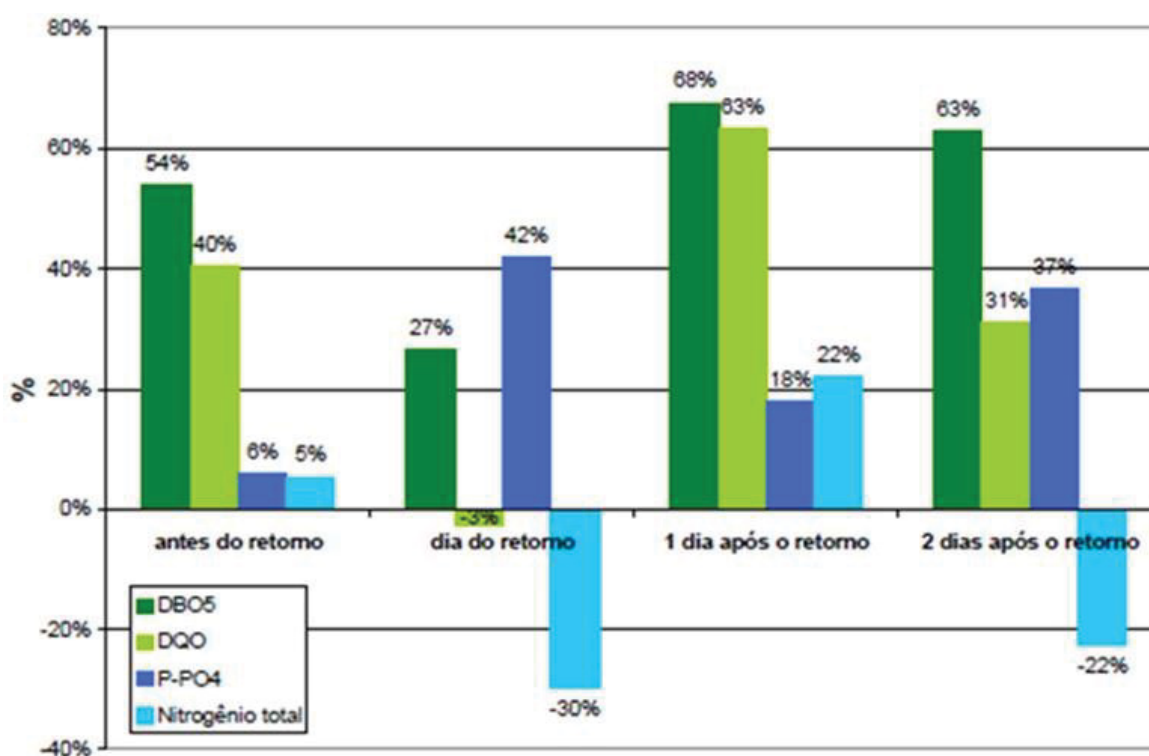


Figura 3.16 Porcentagem de remoção de DBO, DQO, P-PO4 e nitrogênio total do UASB, antes e após retorno do lodo termohidrolisado
 FONTE: FRANÇA (2002)

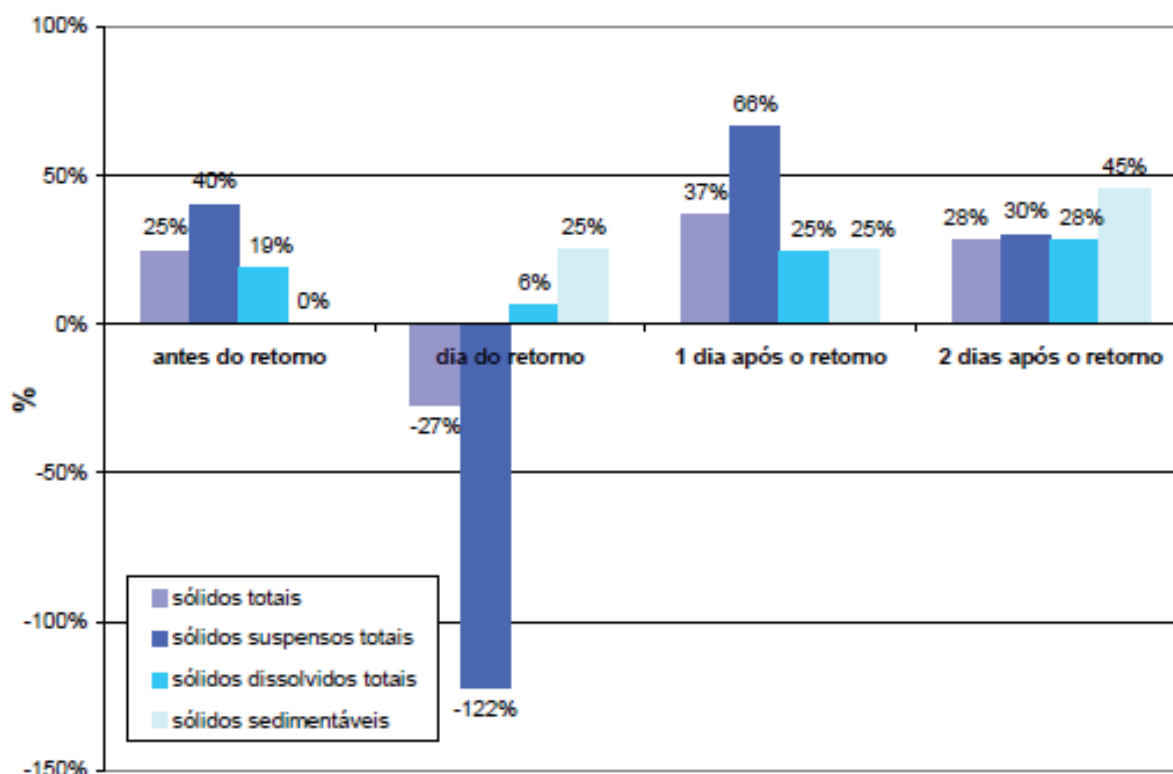


Figura 3.17 - Porcentagem de remoção de sólidos do UASB antes e após retorno do lodo termohidrolisado

FONTE: FRANÇA (2002)

3.6.4 Outras alternativas de minimização do lodo

Apesar de existirem diversos métodos e técnicas para tratar e reutilizar o lodo excedente nas ETEs, as quantidades crescentes, impostas pelo aumento da cobertura dos sistemas de esgotamento sanitário no país, sugerem alternativas para reduzir a seu volume (VELHO, 2015). A produção de lodo em ETEs pode ser minimizada na fase sólida do tratamento, por intermédio do incremento da biodegradabilidade do lodo em excesso, antes da etapa de digestão; estabilização avançada do lodo de descarte por meio de processos físico-químicos; utilização de processos de estabilização ou de higienização que não agreguem massa ou volume ao lodo (CASSINI *et al.*, 2003). Vários mecanismos relativos a hidrólise já foram citados, podendo ainda serem lembrados a desintegração mecânica, o ultrassom, a hidrólise ácida e a hidrólise alcalina (TABELA 3.17).

TABELA 3.17 COMPARAÇÃO RELATIVA DOS DIVERSOS PROCESSOS HIDROLÍTICOS DE LODO DE ESGOTO

Características	Hidrólise térmica	Hidrólise química	Hidrólise biológica
Demanda de produto (bio)químico	-	+++	+++
Demanda de energia	+++	+	-
Possibilidade de uso de biogás	+++	-	-
Eficiência, solubilização	+++	+++	++
Biodegradabilidade do hidrolisado	++	+	+++
Destruição de SVT	++	+++	++
Inativação de patógenos	+++	++	-
Geração de odores	+++	+++	ND
Tempo de detenção do lodo	++	+	ND
Complexidade operacional	++	+	+
Complexidade de manutenção	++	+	+
Tamanho da ETE	+++ a ++++	+ a ++++	+ a ++++
Custo de implantação	+++	++	++

Nota: (-) inexistente, (+) pouco, reduzido, pequeno, (++) médio, intermediário, (+++) elevado, muito, (ND) dado não disponível.

Fonte: Cassini *et al.* (2003)

O tratamento ultrassônico depende fundamentalmente da concentração de matéria seca dos substratos e da duração do processo de sonificação. As mudanças provocadas pelo ultrassom são resultantes de efeitos de formação e colapso de bolhas de cavitação induzidas pela energia sonora – cavitação acústica. Para forças suficientemente altas o ciclo de rarefação pode exceder as forças de atração das moléculas do líquido e formar bolhas de cavitação. Essas bolhas crescerão em pequenos ciclos recebendo algum vapor ou gás do meio para um tamanho de equilíbrio que combinará a frequência de ressonância das bolhas para a frequência do som aplicada (CASSINI *et al.*, 2003).

O campo acústico experimentado pela bolha não é estável por causa da interferência de outras bolhas formando e ressonando ao redor dela. Como resultado algumas bolhas sofrerão expansão para um tamanho instável e colidirão violentamente. Quando essas cavidades colidem, elas geram a energia para os efeitos químicos e mecânicos (MASON, 1999, citado por BLANK e HOFFMANN, 2011). São liberados no processo íons OH^- , H^+ e peróxido de hidrogênio (H_2O_2),

resultando em combustão e no rompimento celular, otimizando os processos nos reatores posteriores e por fim, aumentando sua eficiência.

Velho (2015) e Velho *et al.* (2015) conduziram experimentos para a minimização do lodo no âmbito de ETEs que empregam sistema dos lodos ativados (tratamento aeróbio). Citam que isso pode ser realizado das seguintes formas: substituir os receptores de elétrons produtores de elevada quantidade de energia, como O_2 e o nitrato, ou diminuir a eficiência desses. Também citam a necessidade de aumentar a manutenção celular, fornecendo menos energia para o crescimento da biomassa, que libera produtos que possam ser reutilizados por outros microrganismos no sistema e aumentar a biodegradabilidade de materiais orgânicos inertes acumulados. Assim a relação de alternativas passou pelo tratamento físico-químico do lodo de excesso (cloração ou desintegração ultrassônica) metabolismo desacoplado (aplicação de ácido fólico ou reagente tetraclorosalicilanato) e tratamento biológico aplicado na linha do lodo (processo *Oxic-Stilling-Anaerobic System*). Esse último estuda a aplicação de tratamento anaeróbio e aeróbio, alternando a parcela do lodo de excesso. Todos visando à minimização da produção de lodo, sem alterar a qualidade do efluente líquido tratado.

3.7 ENSAIO DE DEGRADABILIDADE ANAERÓBIA

Na literatura são citados vários métodos para a determinação da biodegradabilidade de diversos efluentes ou lodos. Os testes de biodegradabilidade anaeróbia são baseados no monitoramento da formação de um ou mais produtos envolvidos na reação biológica. Alguns se apoiam na formação de produtos gasosos ou depleção de substrato. Os métodos apoiados no monitoramento dos produtos formados geralmente empregam aparatos simples para avaliar a quantidade de biogás, ou mesmo dos produtos intermediários (ácidos graxos voláteis, por exemplo), que se acumulam no meio em função da degradação do substrato. A maioria dos testes emprega o monitoramento da produção de metano, sendo uma variante do ensaio de AME (AMARAL *et al.*, 2008).

No teste de degradabilidade, a biomassa deve ser adicionada em excesso, a fim de evitar a limitação da quantidade de microrganismos para a realização da degradação. Algumas metodologias variam em relação a quantidade de biomassa

aplicada. Segundo Aquino *et al.* (2007), as concentrações variam de 2,0 a 5,0 g STV L⁻¹, enquanto Chernicharo (2007) recomenda concentrações de 5,0 g STV L⁻¹, para experimentos sob agitação. Para a quantificação do metano, os procedimentos podem ser volumétrico com a medição direta ou indireta do volume de CH₄, biogás produzido, ou manométrico (MONTEGGIA, 1991; CHERNICHARO *et al.*, 1997, e BORGES, 2004).

O método volumétrico consiste na medição do aumento do volume biogás a pressão constante, sendo o substrato introduzido em uma única batelada no reator. A Figura 3.18 ilustra um esquema da montagem, utilizado no ensaio da degradabilidade de resíduos da pesca predatória do camarão (SPRENGER, 2005). Diversos outros autores utilizam tal esquema, tanto para o ensaio da biodegradabilidade anaeróbia, quanto para o ensaio da AME (ROCHA, 2003; YOO, BRAGA e BRAGA, 2008; ROCHA, 2011).

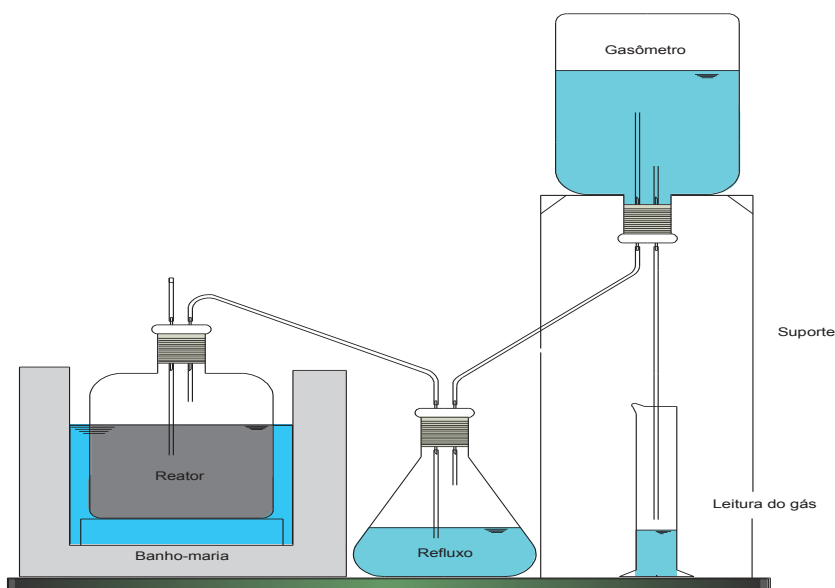


Figura 3.18 Esquema de montagem do ensaio de Ensaio de Degradabilidade
Fonte: Adaptado de SPRENGER (2005)

Da interpretação dos volumes de biogás produzido, pode resultar a Figura 3.19, que mostra a produção de biogás acumulados, a partir de 1 kg de resíduo orgânico seco (STV) de lodo fresco, injetado em um digestor maturado, submetido a várias temperaturas (IMHOFF e IMHOFF, 1986). Tais gráficos são utilizados no dimensionamento de digestores anaeróbios de lodo, por exemplo.

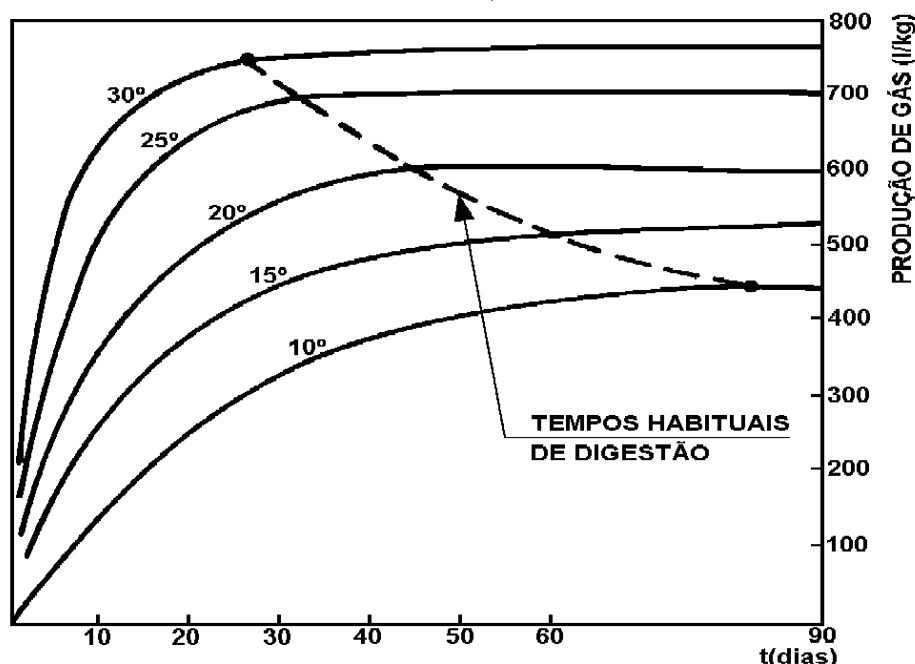


Figura 3.19 Produção de biogás a partir de 1 kg de resíduo orgânico seco de lodo fresco injetado em um digestor maturado, em várias temperaturas
Fonte: IMHOFF e IMHOFF (1986)

Já a TABELA 3.18 apresenta faixas de temperatura aos quais os microrganismos degradadores da matéria orgânica possuem atividade. A produção do metano pode ocorrer em uma faixa ampla de temperatura, 0° a 97°C, no entanto, a faixa mesofílica (25°C a 40°C) é aquela que se apresenta com melhor desempenho. De acordo com alguns autores, as temperaturas de operação de 32°C e 37°C podem ser consideradas ótimas (BRAGA,1989; e NOYOLA, 1998).

TABELA 3.18 FAIXAS DE TEMPERATURA PARA O DESENVOLVIMENTO ÓTIMO DOS MICRORGANISMOS ANAERÓBIOS

Condições	Temperatura (°C)	
	Faixa	Ótima
Psicrofílicas	-10 a 30	12 a 18
Mesofílicas	20 a 50	25 a 40
Termofílicas	50 a 75	55 a 65

Fonte: TCHOBANOGLOUS *et al.* (2003)

Diferentes fontes de inóculo podem levar a resultados diferentes do teste, devido à adaptação e a composição da população microbiana. A aclimação do lodo para um substrato específico pode estabilizar a comunidade microbiana, mantendo constante a composição e a atividade dos microrganismos

independentemente da fonte do inóculo. No entanto, para efluentes industriais a aclimação do lodo nem sempre será ideal, visto que as bactérias podem não encontrar um substrato específico para a degradação. Portanto, se no teste de biodegradabilidade forem encontrados resultados duvidosos, os microrganismos que serão usados devem ser aclimatados ao substrato que se deseja tratar. As variáveis mais importantes que influenciam os resultados são: atividade dos microrganismos, a composição do meio e a taxa de concentração de substrato pela concentração de biomassa (ROCHA, 2003).

Amaral *et al.* (2008) igualmente relatam problemas com equipamentos e metodologia empregadas, tais como composição da solução nutriente, falta de padronização das condições ambientais e operacionais, entre outros, prejudicando a reprodutibilidade dos resultados.

3.8 ENSAIO DA ATIVIDADE METANOGÊNICA ESPECÍFICA

Segundo McCarty (1964) uma digestão anaeróbia bem conduzida, de um certo substrato depende, fundamentalmente, da existência de biomassa adaptada, com elevada atividade e resistência a variações de nutrientes ou condições do meio. Uma das formas de verificar a capacidade de degradação do substrato, em determinadas condições, é medir a quantidade de subprodutos resultantes dessa digestão. Assim, pode-se avaliar o comportamento da biomassa pela quantidade de biogás produzido, mais particularmente, o metano (CH_4). Sugere-se então o teste de Atividade Metanogênica Específica (AME) como forma indireta de medir a capacidade de degradação da matéria orgânica, por microrganismos anaeróbios (DOLFING e BLOEMEN, 1985; FIELD *et al.*, 1987).

O teste de AME em ambiente controlado pode ser usado para verificar a capacidade máxima de degradação de um substrato pela sua conversão a CH_4 . Como procedimento de controle de variáveis, adiciona-se uma solução, composta, geralmente, por uma mistura de ácidos orgânicos voláteis (acético, propiônico e butírico) de forma a evitar as limitações metabólicas; determina-se uma temperatura ambiente; e aplicação de concentrações conhecidas de biomassa (inoculo), de soluções nutrientes e das substâncias a serem degradadas (AQUINO *et al.*, 2007).

Para os ensaios podem ser construídos um sistema de medição direta do volume de metano produzido (Figura 3.20). Esse sistema é composto por um frasco reator (R), que recebe o inóculo de biomassa (lodo), a solução de nutrientes (TABELA 3.19) e uma solução concentrada de ácidos graxos voláteis (AGV), contendo 1,9 mL de ácido acético concentrado, 0,5 mL de ácido propiônico concentrado e 0,52 mL de ácido butírico concentrado (AQUINO *et al.*, 2007).

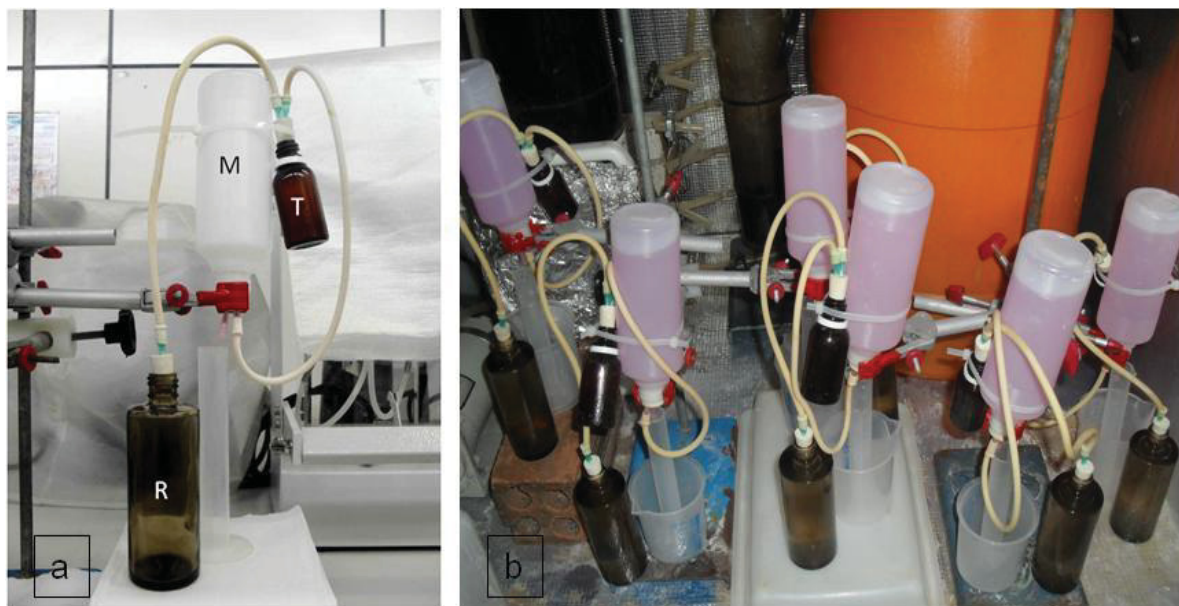


Figura 3.20 Sistema para a determinação da atividade metanogênica específica
 Legenda: (a) reator de atividade metanogênica; R- frasco de biomassa; M- frasco de solução NaOH; T - câmara de segurança, (b) sistema da AME durante ensaio
 Fonte: ROCHA (2011)

TABELA 3.19 SOLUÇÃO DE NUTRIENTES PARA O TESTE DA AME

Nutriente	Concentração (mg. L ⁻¹)	Finalidade
NaHCO ₃	1000	Solução tampão
KH ₂ PO ₄	650	Solução tampão e macronutriente
K ₂ HPO ₄	150	Solução tampão e macronutriente
NH ₄ Cl	500	Macronutriente
MgCl ₂	100	Macronutriente
CaCl ₂ .2H ₂ O	100	Macronutriente
Extrato de levedura	50	Fonte de vitaminas

Fonte: CHERNICHARO (2007)

Cada frasco reator deve ser conectado a uma câmara de segurança ou *trap* (T) cuja função é evitar o refluxo da solução presente no frasco de Mariotte (M). Este frasco (M) encontra-se ligado a câmara de segurança e apresenta um volume equivalente de 250 mL, contendo uma solução alcalina (NaOH 25 g.L⁻¹) capaz de reter o dióxido de carbono formado no processo. Dessa forma, apenas o metano produzido passa para o espaço vazio acima do frasco e é o responsável pelo deslocamento da solução alcalina. O sistema completo da AME é mantido sob temperatura constante, geralmente 36 °C, mas alguns autores sugerem valores próximos a temperatura ambiente (20 °C) (AQUINO *et al.*, 2007).

O volume deslocado de solução alcalina do frasco M indica a produção cumulativa de metano ao longo do tempo. Graficamente, correlacionando tempo *versus* produção cumulativa de metano é possível obter uma curva, cuja inclinação do trecho reto fornece a taxa de produção de metano (ex: mL CH₄.h⁻¹) (Figura 3.21). Para o cálculo da AME (em g DQO CH₄.gSVT⁻¹.d⁻¹) utiliza-se a Equação 5. Assim, a AME específica é definida como a quantidade de substrato convertido em metano, por unidade de massa de lodo e por unidade de tempo (AQUINO *et al.*, 2007):

$$AME = \frac{R \times 24}{38,5 \times SVT} \quad (5)$$

Onde:

AME= atividade metanogênica específica (g DQO CH₄.gSVT⁻¹.d⁻¹);

R= taxa de produção de metano (mLCH₄. h⁻¹).

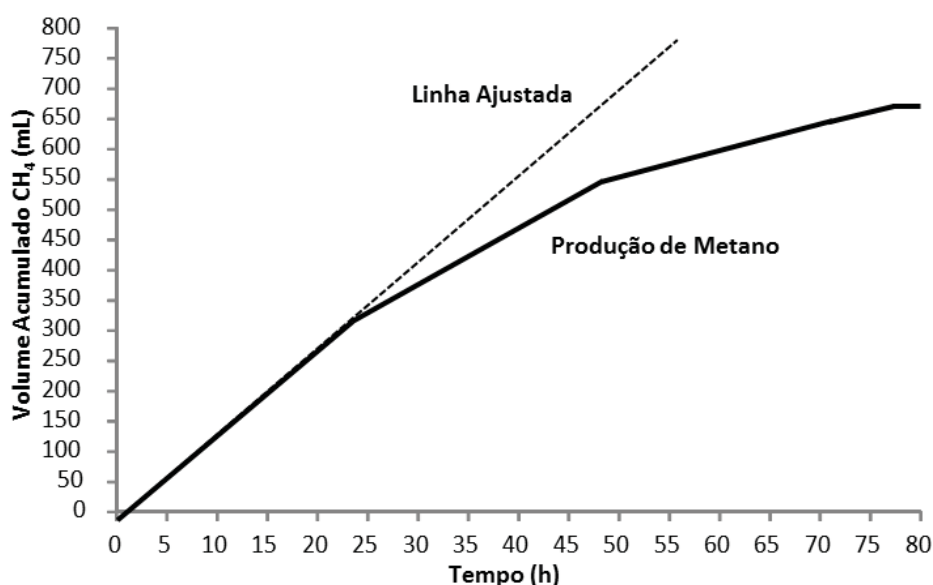


Figura 3.21 Produção de Metano em relação ao tempo
 FONTE: Adaptado de YOO, BRAGA, BRAGA (2008) citando UNAM

3.9 CO-TRATAMENTO DE LODO SÉPTICO E ESGOTO SANITÁRIO

Algumas ETEs recebem despejos de lodo de tanques sépticos e promovem o tratamento conjuntamente com o esgoto sanitário. Esse tipo de procedimento, se feito sem critérios, não assegura o seu tratamento e pode prejudicar a eficiência do sistema. Teores muito altos de matéria orgânica e outros problemas operacionais podem resultar em uma diminuição significativa da eficiência do tratamento. Heinss e Strauss (1999) verificaram que as cargas intermitentes de lodo séptico aplicado a um sistema de lodos ativados, resultaram em uma deterioração na ordem de 20% a 30% na eficiência da remoção de DBO, em relação ao fornecimento de carga contínua ao sistema. Para tanto, alguns critérios e parâmetros deverão ser analisados para uma boa operação do sistema de tratamento combinado, para que não haja deterioração do efluente final.

As ETEs não são concebidas para recebimento de lodo séptico e problemas são geralmente observados resultando na diminuição na qualidade de tratamento. Esse argumento é citado por vários autores (Heinss e Strauss, 1999; Chaggu, *et al.* 2007; Wilson e Harrison, 2012; Still e Foxon, 2012; Dangol, 2013; Hooijmans *et al.*, 2013).

Algumas recomendações já foram levantadas quanto ao tratamento combinado de lodo séptico. Segundo uma empresa de consultoria na área de saneamento, o lodo deverá ser submetido a um tratamento preliminar antes de ser aplicado no sistema de tratamento. O objetivo dessa operação é remover materiais grosseiros e areia que possam ser inadequados aos processos biológicos e que possam prejudicar a operação do sistema, como entupimentos de tubulações e danos em bombas hidráulicas. A malha da peneira deve estar próxima a 13 mm (XCG, 2005). Continuando no conceito de pré-tratamento, Heinss e Strauss (1999) recomendam que o lodo séptico deverá estar diluído antes de sua aplicação, possivelmente para diminuir os efeitos de choque de carga que o lodo séptico pode causar ao sistema. O pré-tratamento poderá ser feito em unidade independente ou a montante do sistema, dependendo da proposta do tratamento combinado.

Alguns estudos já foram realizados para verificar o impacto do lodo séptico em sistemas de tratamento de águas residuárias. Godoy *et al.* (2007) estudaram o efeito de descarga de caminhões limpa fossa em ETEs de pequeno porte, no caso um sistema UASB + Biofiltro Aerado Submerso (BAS), para 800 pessoas. O lodo, aparentemente diluído, é descarregado três vezes por semana, havendo de seis a oito lançamentos de 3 m³, em cada descarte. Os autores concluíram que, após a estabilização do reator UASB, o impacto do lançamento do lodo, na quantidade de 4% da vazão afluyente, não exerceu nenhum impacto negativo ao tratamento.

CAMPOS *et al.* (2009) estão de acordo com o uso de ETEs contanto que sejam bem operadas e sejam feitas análises da caracterização do afluyente e do efluente, e do desempenho de cada operação e processo. O acompanhamento do consumo de produtos químicos, de energia e de geração de lodo na ETE também é importante para essa avaliação. Séries históricas de resultados operacionais assumem papel essencial para essas observações.

Quando se tratam de ETEs de médio e grande porte, geralmente há laboratório de apoio e acompanhamento dos processos e operações, por profissionais especializados, 24 horas por dia, o que fazem dessas estações, as mais indicadas para o recebimento de lodo séptico. Pequenas ETEs, além de serem mais vulneráveis às descargas de lodo, em muitos casos, infelizmente, não têm o mesmo padrão de qualidade, como o que ocorre na operação daquelas de médio e grande porte. Em casos em que se têm sistemas de lagoas de estabilização, por exemplo, geralmente, a presença de operadores e o monitoramento do afluyente

ainda são mais precários CAMPOS *et al.* (2009). A TABELA 3.20 apresenta alguns trabalhos sobre lançamento de lodo séptico em ETEs.

TABELA 3.20 ALGUNS TRABALHOS SOBRE LANÇAMENTO DE LODO DE TANQUES SÉPTICOS EM ETEs

Autor	Local	Cenário	Resultados relacionados com impactos
BISCHOF, BERGER <i>et al.</i> (1987) apud HEINSS, STRAUSS (1999)	Alemanha	Operação de digestor anaeróbio;	A digestão anaeróbia com até 50% de lodo de tanques sépticos não foi prejudicada;
HEINSS, STRAUSS (1999)	—	Não definido;	O lodo de tanque séptico têm má sedimentabilidade. A presença de óleos e graxas dificulta a sedimentação;
TACHINI (2002)	Blumenau - SC	Lodo de tanque séptico (não quantificado no trabalho) é lançado em uma ETE com reator UASB ($V \cong 1210 \text{ m}^3$) que recebe vazão média de cerca de $13,2 \text{ L s}^{-1}$;	Não houve prejuízo na remoção de DQO, porém, houve maior instabilidade na qualidade do efluente do reator e aumento de ST no efluente;
ROCHA, SANT'ANNA (2005)	ETE Jarivatuba Joinville - SC	A ETE é constituída por lagoas em série (duas anaeróbias paralelas, uma facultativa e três de maturação); recebe cerca de 27.594 m^3 de lodo de tanque séptico por ano. O lodo é lançado em leitos de secagem e o líquido drenado tem acesso às lagoas anaeróbias;	Não há dados sobre impacto;
VIEIRA, CARVALHO CAMPOS (2005)	ETE Lages – Aparecida de Goiânia - GO	Cerca de 10 caminhões de lodo por dia são descarregados em ETE com dois reatores UASB, seguidos por lagoas, projetada para vazão média de 50 L s^{-1} ;	Não há abordagem aprofundada e específica sobre impactos. A ETE estava em fase inicial de operação, porém, na 29ª semana de operação ocorreu queda na remoção de DQO (com picos de até 140%, no efluente);
LEITE <i>et al.</i> (2006a)	ETE Belém Curitiba - PR	A ETE (processo aeróbio) com vazão média de cerca de $1 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ recebe mensalmente $3.309 \text{ m}^3 \text{ mês}^{-1}$ de lodo de tanques sépticos (cerca de 462 caminhões – lançado na rede), sendo cerca de 63,4% advindo de residências. A porcentagem de lodo em relação ao esgoto era da ordem de 0,128%;	Não há dados específicos sobre impactos, porém, aparentemente, o efeito foi desprezível no que concerne ao desempenho da ETE;

FONTE: Modificado de (CAMPOS *et al.* 2009)

TABELA 3.20 ALGUNS TRABALHOS SOBRE LANÇAMENTO DE LODO DE TANQUES SÉPTICOS EM ETES (Cont.)

Autor	Local	Cenário	Resultados relacionados com impactos
PIEROTTI (2007)	ETE – Distrito de Água Vermelha São Carlos – SP	Cerca de 50 a 70 m ³ por semana de lodo de fossas são lançados em ETE constituída por reator UASB seguido por biofiltro aerado submerso; O reator UASB (245 m ³), quando operado com tanque de retenção hidráulica média de 8 h, alcançou eficiência média de 40% e máxima de 60%;	Não se notou queda sensível na eficiência de remoção de DQO (porém, grandes oscilações) na qualidade do efluente. A remoção de sólidos suspensos chegou a cair de 60% para 29%. Fato interessante que merece ser destacado é a elevada geração média de lodo decorrente das descargas de lodo (0,57 kg SST.kg DQO ⁻¹ aplicado) muito superior em relação àquela que ocorre sem o lançamento de lodo;
GONÇALVES (2008)	ETE Piloto Campus USP São Carlos – SP	Dois reatores UASB (piloto) com tempo de retenção hidráulica de 8 h, recebendo descargas controladas de lodo de tanque séptico;	Não há dados sobre impacto
SAMWAYS et al. (2010)	ETE Piloto, Belém SANEPAR – Curitiba - PR	Operação de reatores UASB piloto de 2m ³ , TDH 8h. Foram aplicados 450 L d ⁻¹ acrescentando 0,71 kgDQO m ⁻³ d ⁻¹ de carga	Não foi notado sensível efeito no efluente do reator
AISSE et al. (2015)	ETE Itumbiara - GO	Taxa de Aplicação Volumétrica: 0,51% do reator UASB, Q=203,6 Ls ⁻¹ , TDH: 7 h, não foram imprescindíveis pré-tratamentos	Não houve interferência na qualidade do efluente do reator UASB

FONTE: Modificado de (CAMPOS *et al.* 2009)

3.9.1 Disposição e Centrais de Recebimento do Lodo de Tanques Sépticos

Os usuários de fossas e tanques sépticos geralmente utilizam o serviço de empresas especializadas (denominadas de limpa-fossa, desentupidoras ou imunizadoras) para a remoção do lodo de excesso, transferindo para essas empresas a responsabilidade de sua destinação final, muitos sem saber que, apesar desta transferência, ainda são responsáveis pela destinação adequada do lodo. Quando não possuem estrutura para o tratamento individualizado, as empresas de limpa-fossa recorrem às empresas de saneamento para o descarte do lodo em Estações de Tratamento de Esgotos (ETEs) para ser tratado conjuntamente com o

esgoto sanitário. Porém, descargas não controladas desse lodo podem prejudicar a eficiência do tratamento, ora pelas características físico-químicas variadas, ora pelas descargas irregulares de lodo proveniente de outros processos não-domésticos. A Figura 3.22 exemplifica o processo de retirada do lodo nos domicílios.



Figura 3.22 Caminhão “Limpa-Fossa” dotado de tanque a vácuo retirando lodo séptico

FONTE: O Autor

O lodo gerado pelo tanque séptico destinado a uma ETE pode ser disposto através de diferentes formas. Leite *et al.* (2006b) comentam que o lançamento pode ser feito direto na entrada da ETE (Figura 3.22), porém “deve-se ter cautela no lançamento junto ao esgoto, uma vez que é alta a concentração de poluente. O incremento de Demanda Química de Oxigênio (DQO) e Sólidos Suspensos Totais (SST) pode gerar problemas, pois esse acréscimo pode promover uma sobrecarga no sistema. Soma-se ainda a esse fato, uma maior produção de lodo e um consequente aumento do custo do tratamento”. Nessa visão, Jordão e Pessoa (2011) propõem a existência de um tanque de recebimento, equalização e acumulação do lodo, de forma a facilitar o controle do lançamento na ETE.



Figura 3.23 Descarte de lodo séptico na ETE Belém, Curitiba, PR

FONTE: O Autor

Partindo da ideia da existência de um tanque de recepção do lodo de tanques sépticos, Campos *et al.* (2009) aprimoraram esse conceito e descreveram as Centrais de Recebimento de Lodo de Tanque Séptico (CRLTS), as quais definiram como um “conjunto das instalações físicas especialmente concebidas e operadas para receber a descarga de lodos de tanques sépticos e de fossas, provenientes de caminhões limpa-fossas ou afins”.

A implantação de CRLTS pode ser aplicada em cidades, distritos ou comunidades que não possuam rede de coleta em sua totalidade. A existência de uma CRLTS próxima aos seus geradores possibilita às empresas limpa-fossa realizar, de forma mais econômica, a logística da coleta e do transporte do lodo até as centrais. Sendo assim, a localização das CRLTS depende prioritariamente da localização das redes de coleta, ou melhor, da falta dela.

Com essas premissas, Lucca e Misturini (2011) analisaram as opções do gerenciamento do lodo de tanques sépticos, iniciando com o gerador do lodo, a coleta, transporte, recepção, tratamento, e por fim, a sua destinação final. Campos *et al.* (2009) também descreveram as Centrais de Desaguamento e Tratamento do lodo de tanques sépticos (CDT), cuja concepção é de servir exclusivamente para o

tratamento individualizado do lodo. As CDTs contariam não só com uma CRLTS a montante, mas também com unidades para o desaguamento e tratamento do lodo e também do tratamento do líquido clarificado, sem haver a necessidade em haver um tratamento posterior ou concomitante a uma ETE. A Figura 3.24 ilustra o funcionamento do sistema individual desde a sua fonte geradora, passando pelo transporte e desaguamento em CRLTS, até a destinação final do lodo tratado.

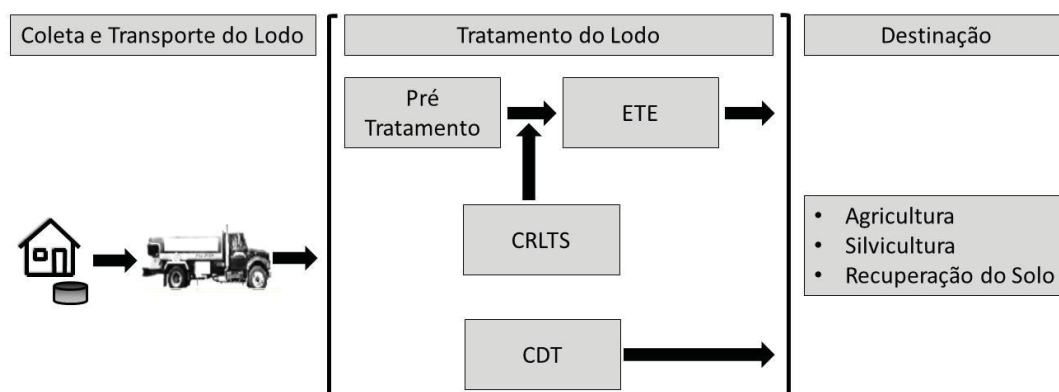


Figura 3.24 CRLTS - integrando o fluxograma do sistema individual do tratamento de esgoto com seu tratamento e destinação final

FONTE: Adaptado de LUCCA e MISTURINI (2011)

As propostas de Campos *et al.* (2009) para a localização das centrais foram três: (1) consistiriam em uma região com ausência de rede coletora, recebendo e tratando o lodo (CRLTS+CDT); (2) o atendimento da CRLTS em áreas mais periféricas, cuja rede ainda não foi implantada, conectando-se à ETE por meio de canalização; e (3) corresponde a várias centrais que atenderiam regiões periféricas da cidade e se ligam à rede para que o lodo chegue até a ETE (Figura 3.25). Os mesmos autores citam que as CRLTS podem ser opcionais em ETEs. Apesar da proposta apresentar-se como opcional, as CRLTS discutidas nesse trabalho foram planejadas ou construídas contíguas às ETEs.

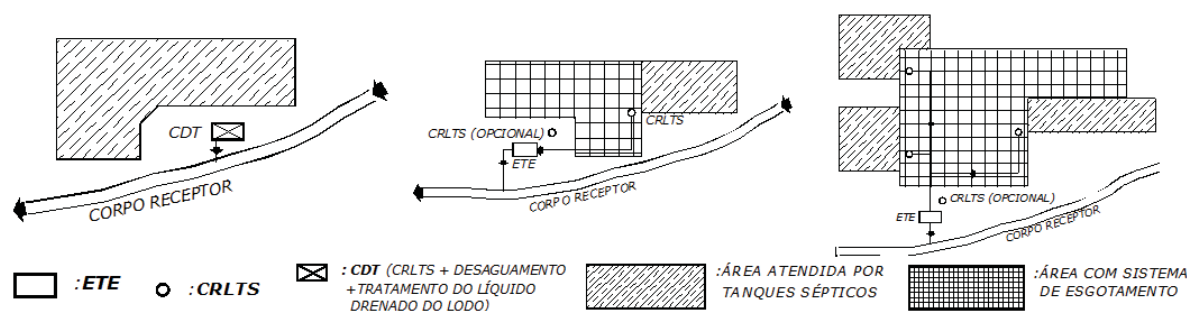


Figura 3.25 Esquemas ilustrativos para localização de Centrais de Recebimento de Lodo de Tanques Sépticos

FONTE: Adaptado de Campos *et al.* (2009)

4 MATERIAL E MÉTODOS

O lodo séptico utilizado para os experimentos foi coletado por um caminhão “limpa-fossa” em tanque séptico, instalado em uma residência unifamiliar, no Município de Colombo-PR, Região Metropolitana de Curitiba. O lodo foi transportado e acondicionado em tanque de 7 m³ localizado na Estação de Tratamento de Esgotos (ETE) Padilha Sul (Curitiba-PR).

A ETE Padilha Sul está localizada na região sul da cidade tendo o seu corpo receptor o Rio Ribeirão dos Padilhas (Bacia do Altíssimo Iguaçu). A ETE opera reatores do tipo RALF (Reator Anaeróbio de Lodo Fluidizado) seguido de lagoas facultativas. Recentemente (2014) foram instalados aeradores superficiais para melhorar o tratamento do efluente dos RALFs e ao mesmo tempo diminuir a emissão de gás sulfídrico, tornando-a, com certa ressalva, lagoas facultativas com aeração forçada. A estação tem a capacidade de tratar 430 L s⁻¹ de esgoto sanitário referente a uma população de cerca de 320.000 habitantes, removendo aproximadamente 3.300 kgDBO dia⁻¹ (Figura 4.1).



Figura 4.1 Fotografia aérea da ETE Padilha Sul – Curitiba (PR)
FONTE: Modificado de SANEPAR, 2013

Os experimentos em bancada foram instalados em área contígua ao Laboratório de Engenharia Ambiental Professor Francisco Borsari Netto –

LABEAM, do Departamento de Hidráulica e Saneamento - DHS, da Universidade Federal do Paraná, no *Campus* Centro Politécnico. As análises e determinações físico-químicas também foram realizadas no LABEAM. Análises complementares foram realizadas no laboratório TECLAB em São José dos Pinhais, município da Região Metropolitana de Curitiba.

O lodo séptico armazenado foi transportado ao local da realização dos experimentos, de acordo com a necessidade, em galões opacos de 20 litros e estocado em local adequado, ao abrigo da luz e calor. O esgoto bruto utilizado nos experimentos foi coletado logo após o desarenador da ETE Padilha Sul em recipientes opacos de 10 litros e encaminhado imediatamente para ser aplicado aos experimentos. O lodo anaeróbio foi coletado dos reatores RALF da ETE Padilha Sul em recipientes opacos de 5 litros e seguiu o mesmo procedimento do esgoto bruto. As amostras para análise foram armazenadas em geladeira para a preservação ou diretamente encaminhadas aos laboratórios em recipientes e preservantes adequados. Na Figura 4.2 apresenta um esquema do armazenamento, coleta e transporte de lodo séptico, lodo anaeróbio e esgoto bruto da ETE Padilha Sul até o local dos experimentos.



Figura 4.2 Armazenamento e transporte do lodo séptico, lodo anaeróbio e esgoto bruto.

FONTE: O Autor

4.1 HIDROLISE TÉRMICA DO LODO SÉPTICO

O fluxograma foi originalmente sugerido por Noyola *et al.* (2007), entretanto, para melhorar a operação e o funcionamento foram realizadas algumas alterações na concepção original do sistema por Barés (2010) (Figura 4.3). Inicialmente, realizou-se o peneiramento do lodo séptico, devido à grande quantidade de materiais grosseiros não desejáveis (restos vegetais, fibras de tecido e cabelos, e resíduos plásticos) que eventualmente poderiam causar transtornos no desenvolvimento da pesquisa. Para tal operação, foi necessária uma peneira tipo coador com duas “orelhas” e malha 4,75 mm. Utilizando-se uma colher simples de aço inox, espremeu-se o lodo séptico dentro da peneira contra as bordas, fazendo com que o lodo líquido caia sobre um novo recipiente, promovendo assim a retirada dos materiais grosseiros. A caracterização do lodo séptico foi realizada após essa etapa.

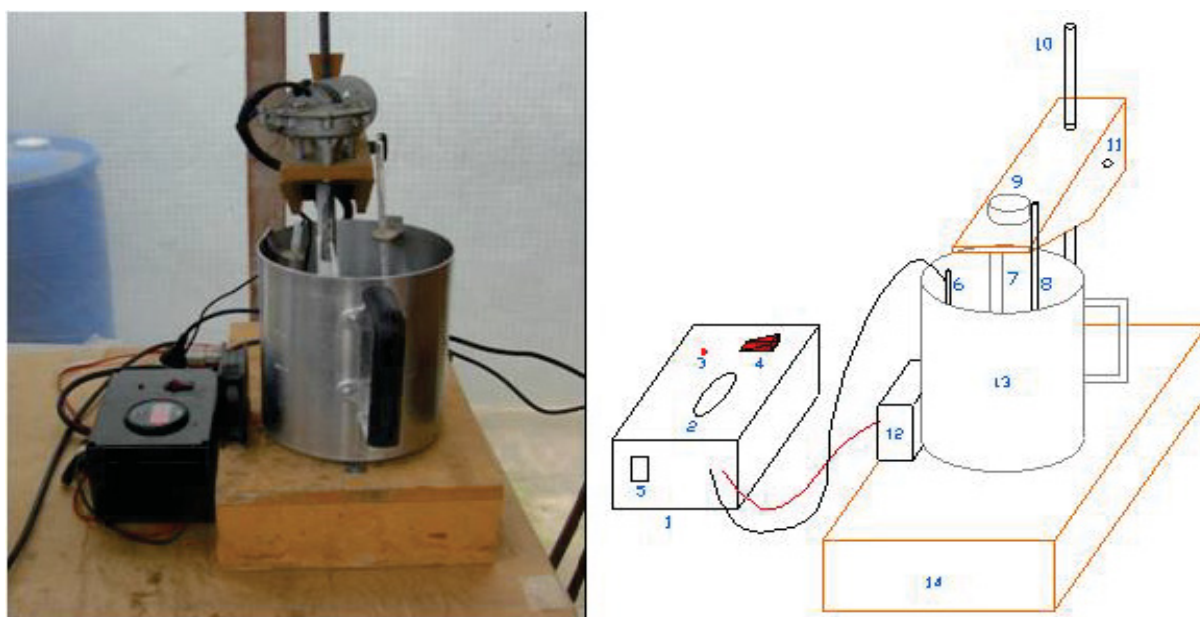


Figura 4.3 - Reator Termohidrolisador (RT)

Legenda: 1 = mesa com sistema de controle térmico; 2 = painel digital; 3 = micro-lâmpada; 4 = botão liga-desliga a mesa com o sistema de programação do controle térmico; 5 = botão liga-desliga o alarme; 6 = sensor de temperatura; 7 = agitador em pá; 8 = termômetro; 9 = alça do agitador em pá; 10 = Suporte para o agitador em pá; 11 = botão liga-desliga – pá do agitador; 12 = ventilador; 13 = reator; 14 = mesa do sistema de aquecimento térmico.

Fonte: Barés (2010)

Em seguida, o lodo seguiu à etapa de “cozimento” (hidrólise). O equipamento constitui-se de um agitador mecânico conjunto com um

aquecedor com termostato, doravante denominado reator termohidrolisador (RT). O RT constitui de uma mesa com sistema de controle térmico, por meio de sensor posicionado em recipiente que contém o lodo de esgoto. Esse sistema operou com gradiente de temperatura de $\pm 1^\circ\text{C}$. Toda visualização do sistema de controle térmico é digital, o que diminui a margem de erro para a leitura da temperatura. Para completar o sistema de aquecimento, foi projetada e instalada uma mesa constituída por uma placa de aquecimento e dispositivo liga-desliga, acoplado a um *led* para o controle do aquecimento da placa. A função dessa placa era fornecer temperatura constante e uniforme à massa de lodo a ser termohidrolisada. O sistema anteriormente foi utilizado com lodo de descarte de sistema de lodos ativados, através da mistura de lodo primário com secundário em proporções de 60 e 40% respectivamente em massa por Barés (2010).

Empregou-se na pesquisa a relação de temperatura *versus* tempo de 60°C , durante 60 minutos, ajustando o estudado por Borges e Chernicharo (2009), tanto em tempo, quanto temperatura para fins comparativos da hidrólise, e por Barés (2010) quanto a promoção da higienização do lodo (misto de lodos ativados). A Figura 4.6 apresenta o esquema do pré-tratamento do lodo séptico.

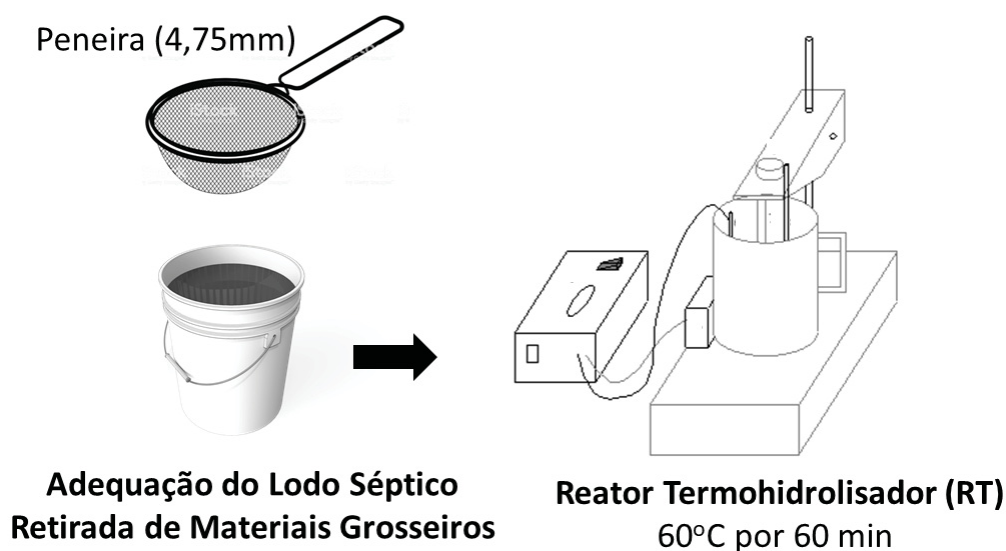


Figura 4.4 Pré-tratamento e hidrólise do lodo séptico

FONTE: O Autor

Foram realizadas 16 coletas semanais de lodo séptico e de lodo hidrolisado. Os parâmetros analisados e determinados foram DBO, DQO, Conjunto de Sólidos Totais (fixos e voláteis), pH, Alcalinidade e Acidez. Esses procedimentos estão de acordo com a metodologia especificada pelo *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 1998) e com as técnicas específicas desenvolvidas pelos grupos de pesquisa do LABEAM com ciência dos procedimentos analíticos apresentados por Blundi e Gadêlha (2001), Cavalcanti e Van Haandel (2001) e Foresti *et al.* (2001). O método Kapp para alcalinidade considera que na titulação do pH=5 até pH=4 a capacidade da amostra de aceitar prótons (ou capacidade de tamponamento) é devida, principalmente, aos sistemas AOV e carbônico ($\text{HCO}_3^-/\text{H}_2\text{CO}_3$) e que os outros sistemas ácido/base não têm influência significativa. Foram analisados em laboratório externo os parâmetros Nitrogênio Total, Nitrogênio Amoniacal, Fósforo Total, Óleos e Graxas Totais, Lipídios, Carboidratos e Proteínas. Os resultados foram compilados e estatisticamente descritos e ilustrados em gráficos *box-plot*. A TABELA 4.1 resume os parâmetros e os métodos analíticos investigados.

TABELA 4.1 ALGUNS PARÂMETROS E MÉTODOS ANALÍTICOS UTILIZADOS NO MONITORAMENTO DA HIDROLISE DO LODO SÉPTICO

Parâmetro	Método	
DQO (mg L^{-1})	Refluxo fechado	SM 5220 D
DBO (mg L^{-1})	Refluxo fechado	BODTrak II Hach
Conjunto de Sólidos Totais (mg L^{-1})	Gravimétrico	SM 2540 B
pH (unidades de pH)	Potenciométrico	SM 4500-H+ B
Temperatura ($^{\circ}\text{C}$)	Termométrico	SM 2550 B
Alcalinidade ($\text{mg CaCO}_3 \text{ L}^{-1}$)	Titulométrico	Kapp (1984) <i>apud</i> Cavalcanti e Van Haandel (2001)
Acidez ($\text{mg CaCO}_3 \text{ L}^{-1}$)	Titulométrico	SM 2310 A
Nitrogênio Total (mg L^{-1})	Titulométrico	SM 4500-N
Nitrogênio Amoniacal (mg L^{-1})	Titulométrico	SM 4500-NH ₃ /F
Fósforo Total (mg L^{-1})	Titulométrico	SM 4500-P/E
Óleos e Graxas Totais (mg L^{-1})	Gravimétrico	SM 5520/B
Lipídios	Titulométrico	SM 5220/D
Carboidratos	Titulométrico	SM 5220/D
Proteínas	Titulométrico	SM 5520/B

SM - *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2012)

4.2 DIGESTÃO DO LODO SÉPTICO HIDROLISADO

O termohidrolisador (RT) tem a função de pré-tratamento térmico, para higienização e pré-hidrólise da matéria orgânica. Para a digestão do lodo séptico hidrolisado, foi utilizado um reator de hidrólise tipo UASB (RH). Nesse estudo, o reator foi operado na faixa mesofílica de temperatura ($35^{\circ}\text{C} \pm 1$). Para garantir a manutenção da temperatura específica, o aparato foi instalado em uma caixa térmica com controle de temperatura

Após o pré-tratamento térmico o lodo séptico hidrolisado foi armazenado em um recipiente dotado de misturador a fim de evitar a sedimentação do lodo hidrolisado e promover homogeneização. O lodo séptico hidrolisado foi conduzido por bomba dosadora peristáltica do recipiente ao reator de hidrólise. O reator foi confeccionado em acrílico, possuindo volume útil de 7,4 L, com 60 cm de altura e 14 cm de diâmetro (Figura 4.5 e Figura 4.6)



Figura 4.5 Caixa térmica isolada e com temperatura controlada
FONTE: O Autor



Figura 4.6 Reator RH com bomba peristáltica e alimentação com misturador dentro da caixa térmica
FONTE: O Autor

O reator RH foi inoculado com o mesmo lodo utilizado por Basso (2013) com um volume de lodo anaeróbio equivalente a um terço do seu volume útil, e aclimatados à temperatura ambiente por um período de repouso de 24 horas.

A alimentação foi realizada de acordo com a quantidade de sólidos suspensos voláteis (STV) do lodo analisado em laboratório. Primeiramente, utilizou-se uma taxa de aplicação de $2 \text{ kgSTV} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$, na primeira etapa, sendo sucedido por mais uma etapa de aplicação de lodo de $4 \text{ kgSTV} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$. Tomou-

se o cuidado de verificar a velocidade ascensional (m.h^{-1}), cujo valor foi inferior a $0,5 \text{ m.h}^{-1}$, como citado por Aisse (2000) e Chernicharo (2007). A Figura 4.7 apresenta o delineamento da aplicação do lodo séptico hidrolisado no reator UASB.

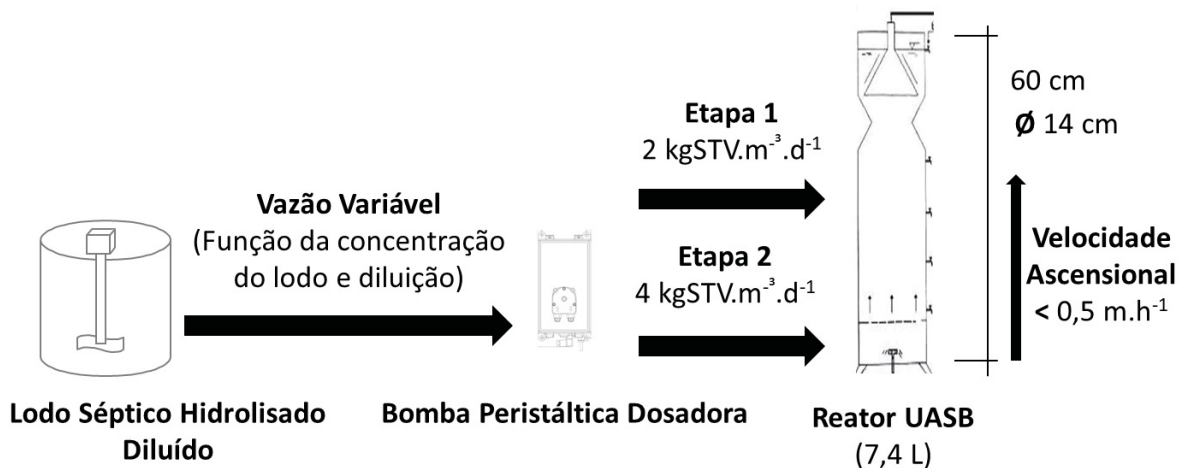


Figura 4.7 Pré-tratamento e hidrólise do lodo séptico
FONTE: O Autor

No entanto, a vazão da bomba peristáltica é limitada e a vazão calculada como ideal é pequena demais, fazendo-se necessário o uso de diluições com água deionizada, calculadas através de uma proporção simples entre a vazão e o volume do lodo. Para a alimentação do reator para cada taxa de aplicação, os resultados dos parâmetros analisados indicaram, principalmente, a manutenção da relação alcalinidade/acidez, que deve ser superior a 1; pH estável, na faixa de 6,2 a 7,8 e redução da concentração de matéria orgânica. Observou-se na alimentação do reator RH a relação STV/ST que deve estar acima de 0,5 (NOYOLA *et al.*, 2007). O monitoramento do sistema ocorreu em aproximadamente 5 meses de aplicação do lodo de acordo com a frequência indicada na TABELA 4.2, onde também são indicados os parâmetros e a metodologia utilizada, seguindo os mesmos princípios utilizados no monitoramento da hidrólise do lodo séptico, ou seja, estatisticamente descritos e ilustrados em gráficos *box-plot*.

TABELA 4.2 PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS UTILIZADOS NO MONITORAMENTO DA DIGESTÃO DO LODO SÉPTICO HIDROLISADO

Parâmetro	Método		Frequência
DQO (mg L ⁻¹)	Refluxo fechado	SM 5220 D	1 vez por semana
DBO (mg L ⁻¹)	Refluxo fechado	BODTrak II Hach	1 vez 15 dias
Conjunto de Sólidos Totais (mg L ⁻¹) 1)	Gravimétrico	SM 2540 B	1 vez por semana
pH (unidades de pH)	Potenciométrico	SM 4500-H+ B	2 vezes por semana
Temperatura (°C)	Termométrico	SM 2550 B	2 vezes por semana
Alcalinidade (mg CaCO ₃ L ⁻¹)	Titulométrico	Kapp	2 vezes por semana
Acidez (mg CaCO ₃ L ⁻¹)	Titulométrico	SM 2310 A	2 vezes por semana
Nitrogênio Total (mg L ⁻¹)	Titulométrico	SM 4500-N	1 vez por mês
Nitrogênio Amoniacal (mg L ⁻¹)	Titulométrico	SM 4500-NH ₃ /F	1 vez por mês
Fósforo Total (mg L ⁻¹)	Titulométrico	SM 4500-P/E	1 vez por mês
Óleos e Graxas Totais (mg L ⁻¹)	Gravimétrico	SM 5520/B	1 vez por mês
Vazão	-	-	

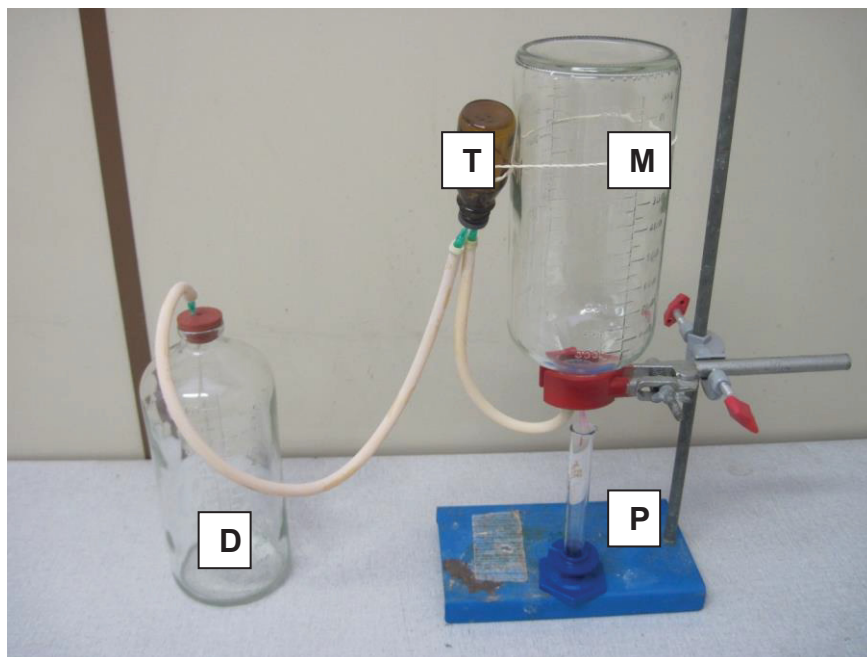
SM - *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2012)

4.3 ESTUDO DA DEGRADABILIDADE ANAERÓBIA DE LODO SÉPTICO E ESGOTO SANITÁRIO BRUTO

Para os ensaios de degradabilidade do lodo séptico conjuntamente com lodo anaeróbio e esgoto sanitário bruto, foram adaptados 10 (dez) aparatos de medição direta de volume de CH₄ produzido (Figura 4.8). Esse sistema era composto por um frasco digestor (D), que recebe o inóculo de biomassa (lodo anaeróbio), o lodo séptico e o esgoto sanitário bruto em diferentes arranjos a serem descritos adiante.

O frasco digestor foi conectado ao frasco de Mariotte (M) que contém solução de hidróxido de sódio (NaOH) a 10%, a fim de capturar o dióxido de carbono (CO₂) e permitir a separação do CH₄ do biogás, admitindo somente a presença desses dois gases como subprodutos da digestão anaeróbia. O CH₄, segregado do biogás, acumula-se na parte de cima do frasco de Mariotte, aumentando a pressão interna e forçando o deslocamento da solução de NaOH para fora do frasco. O volume de NaOH expelido é equivalente ao volume de CH₄ produzido, sendo medido diretamente através de proveta (P) localizado abaixo do frasco. Cada frasco digestor foi conectado a um frasco de segurança (T) (*trap*) de forma a evitar refluxos da solução alcalina ao frasco

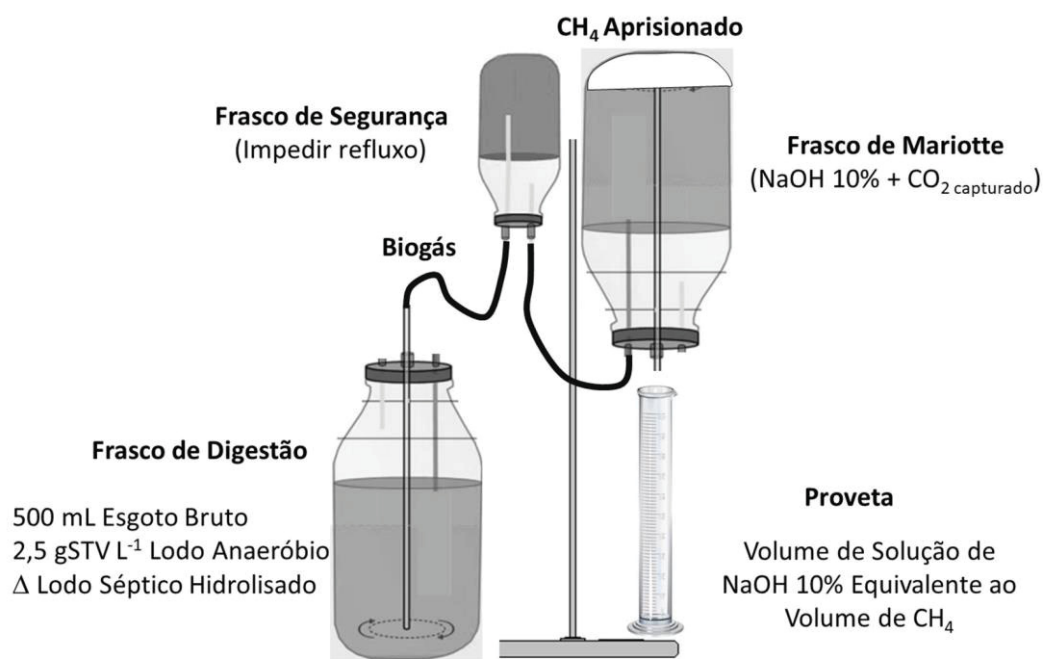
digestor. Os frascos foram interligados com mangueira de látex. Esse aparato foi adaptado como proposto por Rocha (2011), em base de Aquino *et al.* (2007). A Figura 4.9 apresenta um esquema do processo de medição do CH_4 .



Nota: (D) Frasco de Digestão; (T) Frasco de Segurança; (M) Frasco de Mariotte; (P) Proveta

Figura 4.8 Aparato de medição direta de volume de CH_4

FONTE: O Autor



Δ = Diferentes dosagens de lodo séptico Hidrolisado

Figura 4.9 Esquema de medição direta de volume de CH_4

FONTE: O Autor

O inóculo utilizado no experimento foi retirado de um reator tipo RALF (Reator Anaeróbio de Lodo Fluidizado) da ETE Padilha Sul, Município de Curitiba, Paraná, operada pela Companhia de Saneamento do Paraná (SANEPAR). Não foram adicionados nutrientes para a degradação anaeróbia, utilizando o esgoto bruto, coletado na mesma estação, como solução nutriente de forma a simular os processos de degradação do lodo séptico em situação real em ETEs, como o sugerido por Penna (1994).

Considerando para o lodo anaeróbio e lodo séptico que os Sólidos Suspensos Voláteis (SSV) são equivalentes ao STV. O volume de biomassa adicionado ao frasco de digestão foi calculado com base nos resultados de STV, obtidos para o lodo anaeróbio, sendo aplicado de $2,5 \text{ g STV L}^{-1}$ (CHERNICHARO, 2007; AQUINO *et al.*, 2007; MEYER *et al.*, 2008). A quantidade de esgoto bruto foi determinada em relação ao volume, no caso 500 mL de esgoto em todos os casos.

Relativo a quantidade de lodo séptico, foram planejadas 3 fases de aplicação do lodo em duas temperaturas diferentes. Os testes de degradabilidade foram conduzidos a uma temperatura controlada de 35°C em uma incubadora (Figura 4.5), buscando-se valores ideais, e outra em temperatura ambiente, para cada uma das fases contabilizando 6 testes. Também foi realizado ensaios de biodegradabilidade do lodo séptico após processo de hidrólise térmica, cuja metodologia de hidrólise do lodo está descrita no item 4.1 deste estudo. Foram também realizados 3 testes em temperatura ambiente.

Cada aparato recebeu uma quantidade diferente de lodo séptico em 7 frascos (com exceção do primeiro teste que contou com somente 5 frascos), inicializando em $0,1 \text{ g STV L}^{-1}$ e aumentando a concentração de lodo séptico em $0,05 \text{ g STV L}^{-1}$ para cada frasco. No caso, foram testados variações de lodo séptico da ordem de 0,10 a $1,00 \text{ g STV L}^{-1}$, ou seja, aproximadamente metade da concentração de biomassa utilizada (relação substrato/ biomassa – S_o/X_o – variando entre 5 a 25).

Para investigar a capacidade endógena da biomassa e também do esgoto bruto em degradar a matéria orgânica, um dos frascos foi aplicado somente esgoto bruto, outro frasco somente lodo anaeróbio, e um terceiro frasco contendo tanto o lodo anaeróbio quanto esgoto bruto. Dessa forma pode

se investigar a quantidade de metano produzido, servido de parâmetro de controle (branco), seguindo recomendações de Penna (1994), Monteggia (1997) e Silva *et al.* (2005).



Figura 4.10: Frascos de medição direta de volume de CH_4 em incubadora em operação com lodo séptico

FONTE: O Autor

Foram realizadas análises de DQO e de SVT para ambos os tipos de lodo e para o esgoto sanitário antes de cada batelada e, assim, definir o volume de lodo para cada aplicação. Após a distribuição do volume dos lodos e do esgoto, aferiu-se a 1 L com água deionizada.

Os experimentos foram realizados sem agitação mecanizada, havendo uma mistura do meio a cada leitura que, nos primeiros momentos são realizadas em períodos de 2 horas aproximadamente e posteriormente em períodos mais espaçados a medida que a quantidade de metano produzido vá diminuindo. Encerraram-se os ensaios quando foram notados decaimentos significativos na produção de metano a cada leitura, o que ocorreu em períodos

entre 5 e 14 dias de ensaio. Como parâmetro para finalizar o experimento, verificou-se a produção de CH_4 . Caso a produção determinada fosse menor do que $2,4 \text{ mL d}^{-1}$ e no mínimo 5 dias de operação, considerou-se produção de CH_4 foi estabilizada, alcançando o máximo da biodegradabilidade (CHERNICHARO, 2007; AQUINO *et al.*, 2007).

Os resultados foram expressos em gráficos temporais, indicando o volume de CH_4 produzido e a variação da temperatura para os arranjos em temperatura ambiente. Também foram geradas tabelas, indicando a relação So/Xo e a produção de CH_4 expressos em $\text{mL CH}_4 \cdot \text{g SVT}^{-1} \text{ d}^{-1}$ e $\text{g DQO}_{\text{CH}_4} \cdot \text{g SVT}^{-1} \text{ d}^{-1}$ ao qual foi calculada através da Equação 5.

O arranjo das fases com as doses de esgoto bruto, lodo anaeróbio (inoculo) e esgoto séptico para temperatura ambiente encontra-se apresentadas nas ilustrações das dosagens para cada uma das 3 etapas a seguir (

Figura 4.11, Figura 4.12 e Figura 4.13). Os detalhamentos das dosagens encontram-se no Apêndice A deste trabalho.

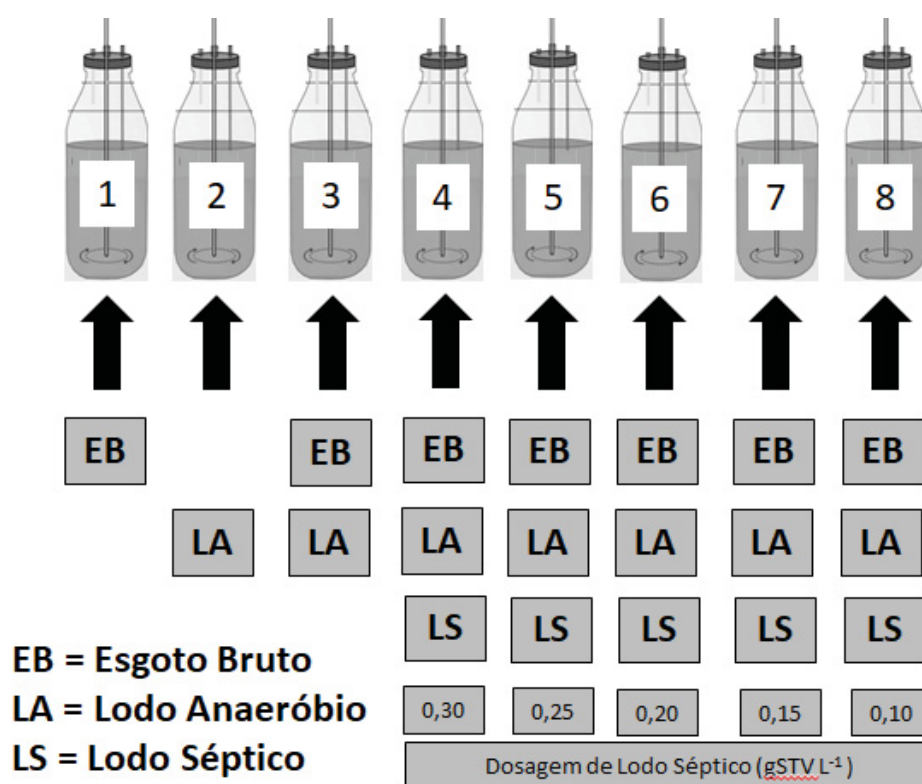


Figura 4.11 Esquema da dosagem do lodo séptico a temperatura ambiente, lodo séptico a 35°C , e lodo séptico hidrolisado a temperatura ambiente- Etapa 1

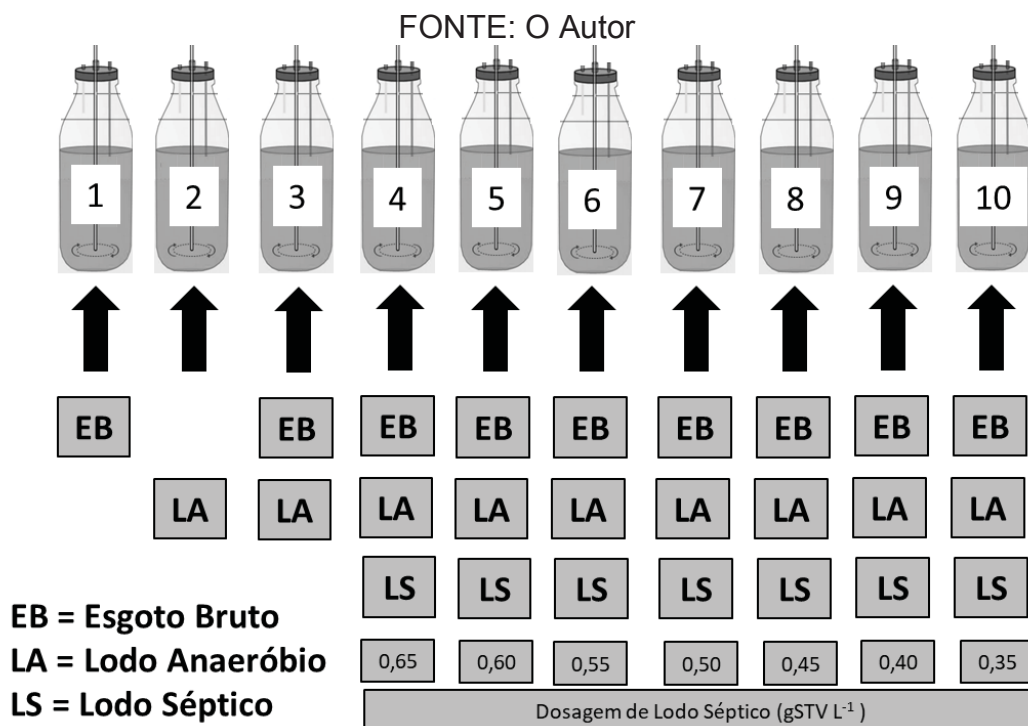


Figura 4.12 Esquema da dosagem do lodo séptico a temperatura ambiente, lodo séptico a 35°C, e lodo séptico hidrolisado a temperatura ambiente- Etapa 2

FONTE: O Autor

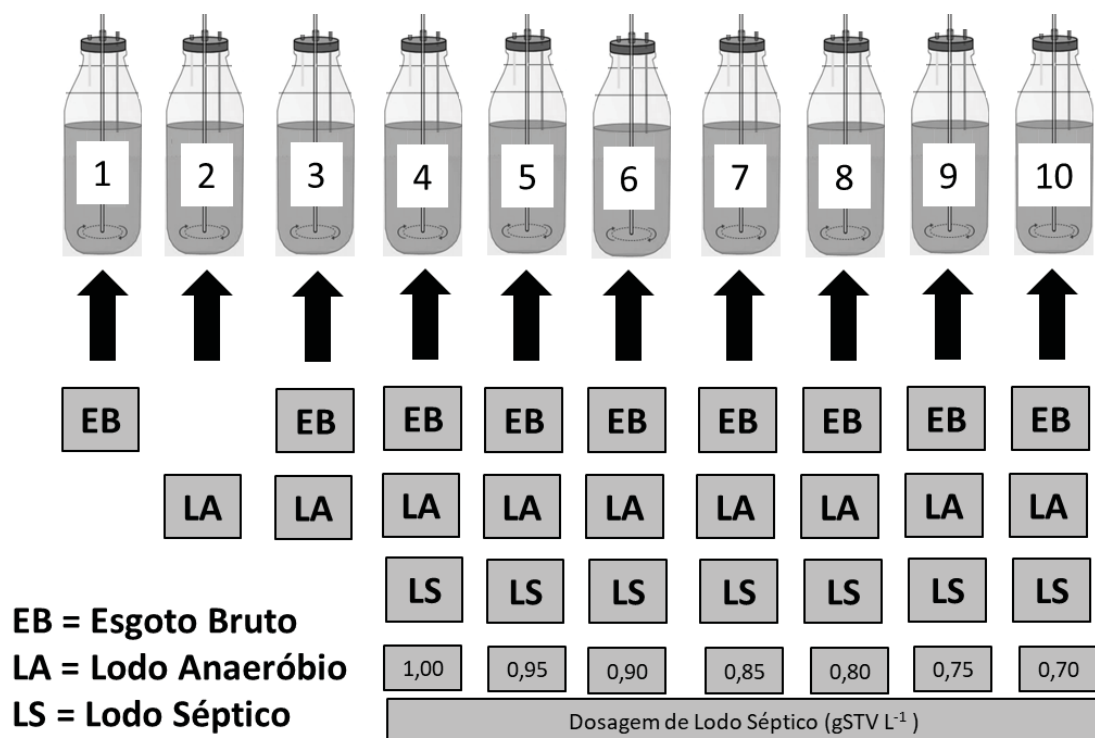


Figura 4.13 Esquema da dosagem do lodo séptico a temperatura ambiente, lodo séptico a 35°C, e lodo séptico hidrolisado a temperatura ambiente- Etapa 3

FONTE: O Autor

4.4 ESTRATÉGIAS E CAPACIDADE DE PARA RECEPÇÃO DE LODO SÉPTICO EM ETEs

Foram estudadas propostas de CRLTS existentes, para recepção de lodo séptico a montante de ETEs, visando o co-processamento com esgoto sanitário semelhanças e variações em comum entre as suas concepções. De posse dessas informações, foram compilados os fluxogramas e identificados os pontos em comum e diferenças de concepção entre as propostas. Em face da heterogeneidade dos projetos, foram avaliadas as sugestões de concepção e localização das CRLTS, pré-tratamento (gradeamento, flotação e outros), formas de medição de vazão de lodo, a existência de sistemas de equalização ou separação de fases (escuma, líquida e sólida), e formas de aplicação do lodo de tanques sépticos nas ETEs.

4.5 PERSPECTIVA DE USO DE ETEs PARA CO-PROCESSAMENTO DO LODO SÉPTICO

Como perspectiva de uso de ETEs para co-processamento do lodo séptico foi analisado a capacidade de recepção de lodo séptico para diversas ETEs operadas pela SANEPAR no Estado do Paraná. Essa capacidade baseia-se no volume provável de lodo gerado no município e na sua capacidade ociosa, ou seja, a de potencialidade de recepção de lodo com a ligação de novas redes de abastecimento de água e, conseqüentemente, na formalização da atuação da companhia na economia.

Para esse fim, foram compiladas as informações fornecidas pela SANEPAR (2015) sobre o número de economias atendidas por rede de água e esgoto de cada município paranaense. Também foi analisada a relação de ETEs operando com sistema anaeróbio (UASBs e RALFs) e sua capacidade nominal de tratamento de esgotos sanitários em $\text{m}^3 \text{h}^{-1}$. Estimou-se o tempo de detenção hidráulica aplicado aos reatores anaeróbios em 8 horas e projetou-se o volume dos reatores (VR) em m^3 . Foi aplicado o conceito encontrado por Campos *et al.* (2009), Samways (2010) e Samways *et al.* (2010) para a

aplicação de carga adicional de lodo séptico em reatores UASB de $0,71 \text{ kg DQO m}^{-3} \text{ d}^{-1}$. Dessa forma, encontrou-se a capacidade volumétrica de recepção diária de lodo séptico (CVRD), utilizando a mediana encontrada na caracterização do lodo séptico de 9.300 mg L^{-1} de DQO (ou $9,3 \text{ kg DQO m}^{-3}$) no trabalho realizado por Ingunza *et al.* (2009), de acordo com a Equação 6:

$$\text{CVRD} = \text{VR} * 0,71 \text{ kg DQO m}^{-3} \text{ d}^{-1} / 9,3 \text{ kg DQO m}^{-3} \quad (6)$$

Onde:

CVRD = capacidade volumétrica de recepção diária de lodo séptico ($\text{m}^3 \text{ d}^{-1}$);

VR = volume dos reatores (m^3).

Para a geração de lodo séptico, utilizou-se a estimativa sugerida pela ABNT (1993), Von Sperling (2005) e Jordão e Pessoa (2011), para o Brasil, de aproximadamente $1 \text{ m}^3 \text{ hab}^{-1} \text{ ano}^{-1}$. Adotou-se o número de 3 habitantes por economia, de acordo com IBGE (2014) para o cálculo, e multiplicou-se pela diferença entre as economias abastecidas por rede de abastecimento de água e das servidas por rede de esgotamento sanitário. O resultado dessa diferença significa o número de economias que recebem água tratada da SANEPAR, porém não possuem o seu esgoto coletado.

4.6 AVALIAÇÃO ESTATÍSTICA DOS DADOS

Para os itens 4.1 e 4.2, foi realizado uma análise estatística descritiva (exceção para o pH) com o uso de média e desvio padrão com um intervalo de confiança de 95%. Também foram analisados os percentis (em quartis 25%, 50%, sendo a mediana, e 75%) excluindo os dados extremos abaixo de 5% e acima de 95% como valores discrepantes. A partir dessas informações, foram confeccionados gráficos tipo *boxplot* (gráfico de caixas) de forma a avaliar a distribuição dos dados e sua variabilidade.

5 RESULTADOS

5.1 HIDROLISE TÉRMICA DO LODO SÉPTICO

Inicialmente deve ser citado que o lodo de tanque séptico utilizado apresentou uma concentração de sólidos elevada, quando comparado ao citado por Ingunza *et al.* (2009), para lodos coletados na Região Metropolitana de Curitiba. Apesar do lodo séptico utilizado para o processo de hidrólise ser de uma única origem, as características físico-químicas não foram homogêneas em razão do adensamento do lodo no tanque de armazenamento na ETE Padilha Sul. As Tabelas 5.1 e 5.2 apresentam os resultados da caracterização do lodo bruto e do lodo hidrolizado.

TABELA 5.1 RESULTADO DO MONITORAMENTO DO LODO SÉPTICO BRUTO

	Lodo Séptico Bruto								
	pH (faixa)	Alcalinidade mg CaCO ₃ L ⁻¹	Acidez mg CaCO ₃ L ⁻¹	Alc / Ac	DQO mg L ⁻¹	DBO mg L ⁻¹	ST mg L ⁻¹	STV mg L ⁻¹	STV / ST
Média	7,2-7,5	1980	433	6,3	43027	-	49831	32862	0,68
Desvio Padrão	-	1454	352	3,3	26017	-	20810	8906	0,09
Mínimo (5%)	-	553	86	4,4	25400	-	36373	26893	0,60
Percentil (25%)	-	1422	300	4,4	28137	-	37865	27759	0,65
Mediana (50%)	-	2509	566	4,4	31557	-	39729	28840	0,73
Percentil (75%)	-	2802	632	7,3	52183	-	56746	35955	0,73
Máximo (95%)	-	3036	686	9,5	68683	-	70360	41647	0,74

TABELA 5.2 RESULTADO DO MONITORAMENTO DO LODO SÉPTICO HIDROLISADO

	Lodo Séptico Hidrolisado								
	pH (faixa)	Alcalinidade mg CaCO ₃ L ⁻¹	Acidez mg CaCO ₃ L ⁻¹	Alc / Ac	DQO mg L ⁻¹	DBO mg L ⁻¹	ST mg L ⁻¹	STV mg L ⁻¹	STV / ST
Média	7,2-7,9*	2363	248	11	64523	6477	49985	34272	0,71
Desvio Padrão	-	1242	144	4	49908	2141	32654	19859	0,07
Mínimo (5%)	-	799	78	7	13351	3585	9619	7110	0,61
Percentil (25%)	-	1697	205	8	37273	5460	26386	20226	0,70
Mediana (50%)	-	3563	382	9	47240	8600	21778	16378	0,69
Percentil (75%)	-	3339	341	14	89821	8238	61550	45452	0,75
Máximo	-	3754	423	17	118430	8600	95610	58915	0,77

(95%)

A Tabela 5.3 apresenta a variação em porcentagem entre o lodo séptico bruto e o lodo séptico hidrolisado. As Figuras 5.1 a 5.7 ilustram o efeito da hidrólise térmica aplicado ao lodo séptico bruto.

TABELA 5.3 VARIAÇÃO EM PORCENTAGEM DO LODO SÉPTICO BRUTO E HIDROLISADO

Parâmetro	Bruto		Hidrolisado		Variação (%)
	Media	Desvio Padrão	Media	Desvio Padrão	
Nitrogênio Amoniacal (mg L^{-1})	151	72	190	100	26
Nitrogênio Total (mg L^{-1})	340	45	403	34	18
Óleos e Graxas Totais (mg L^{-1})	311	52	277	196	-11
Fósforo Total (mg L^{-1})	179	240	238	307	34
Carboidratos (%)	3,90	1,26	4,26	2,54	9
Lipídios (%)	0,0033	0,0004	0,0096	0,0076	195
Proteínas ($\text{g } 100\text{g}^{-1}$)	1,38	1,66	2,58	3,01	87

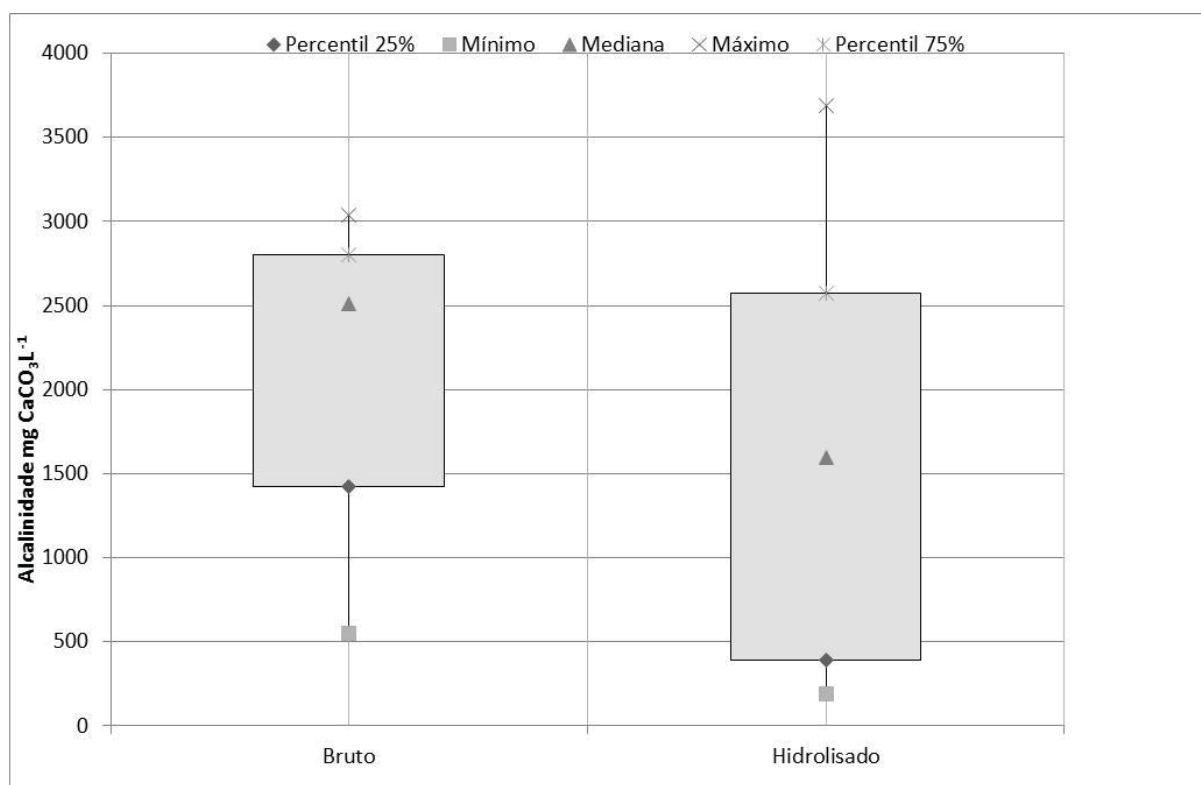


Figura 5.1 Efeito da hidrólise térmica na Alcalinidade no Lodo Séptico Bruto

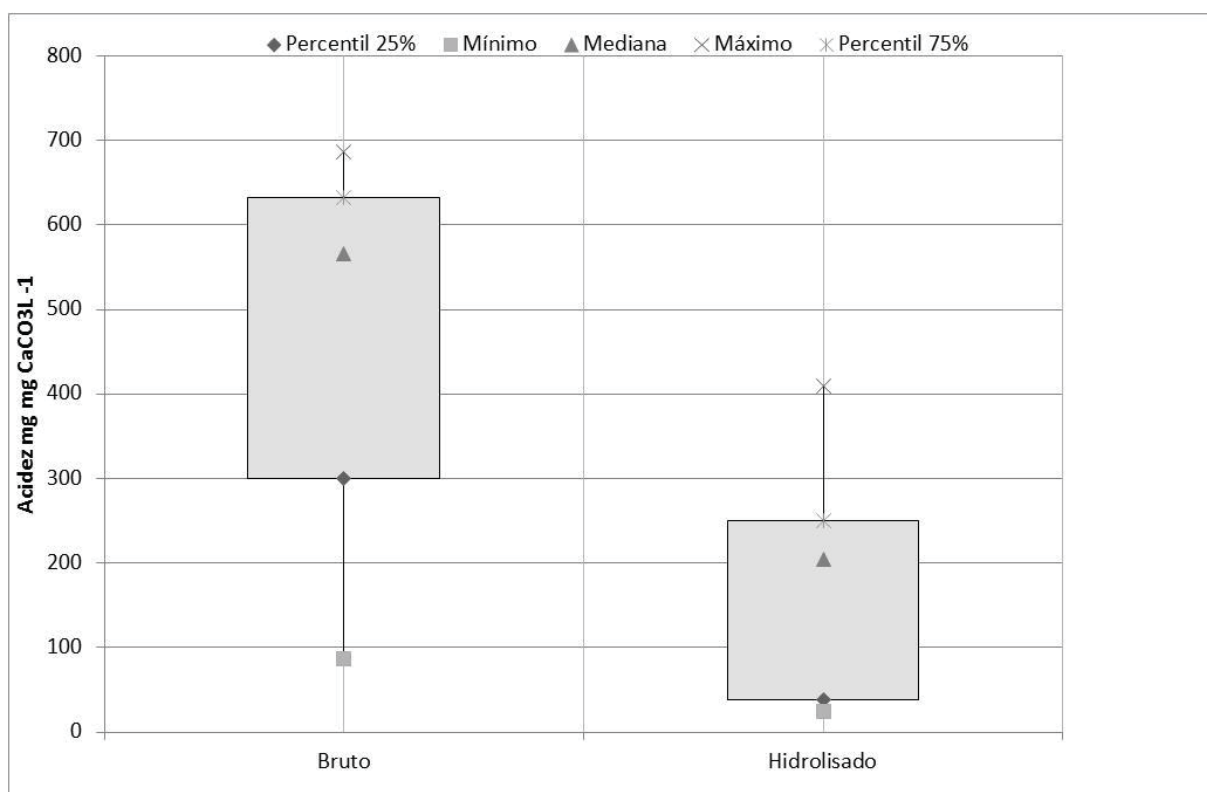


Figura 5.2 Efeito da hidrólise térmica na Acidez no Lodo Séptico Bruto

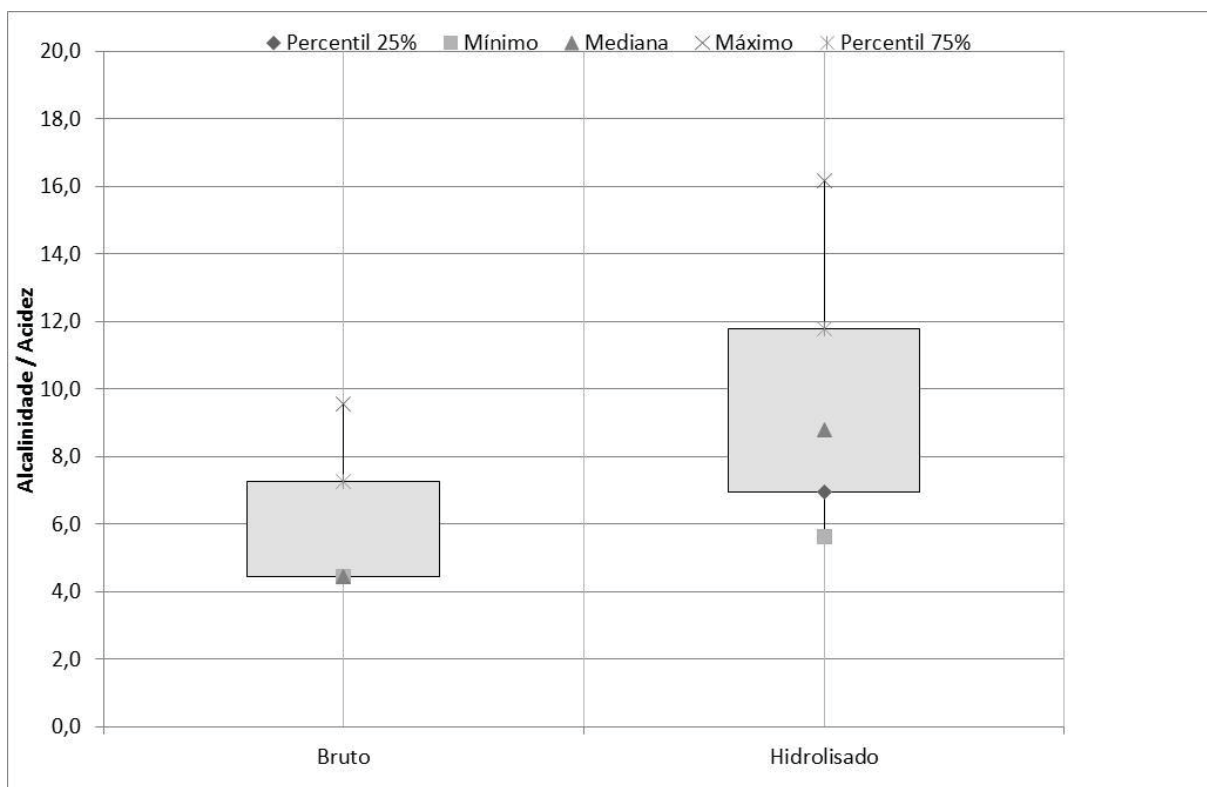


Figura 5.3 Efeito da hidrólise térmica na Relação Alcalinidade / Acidez no Lodo Séptico Bruto

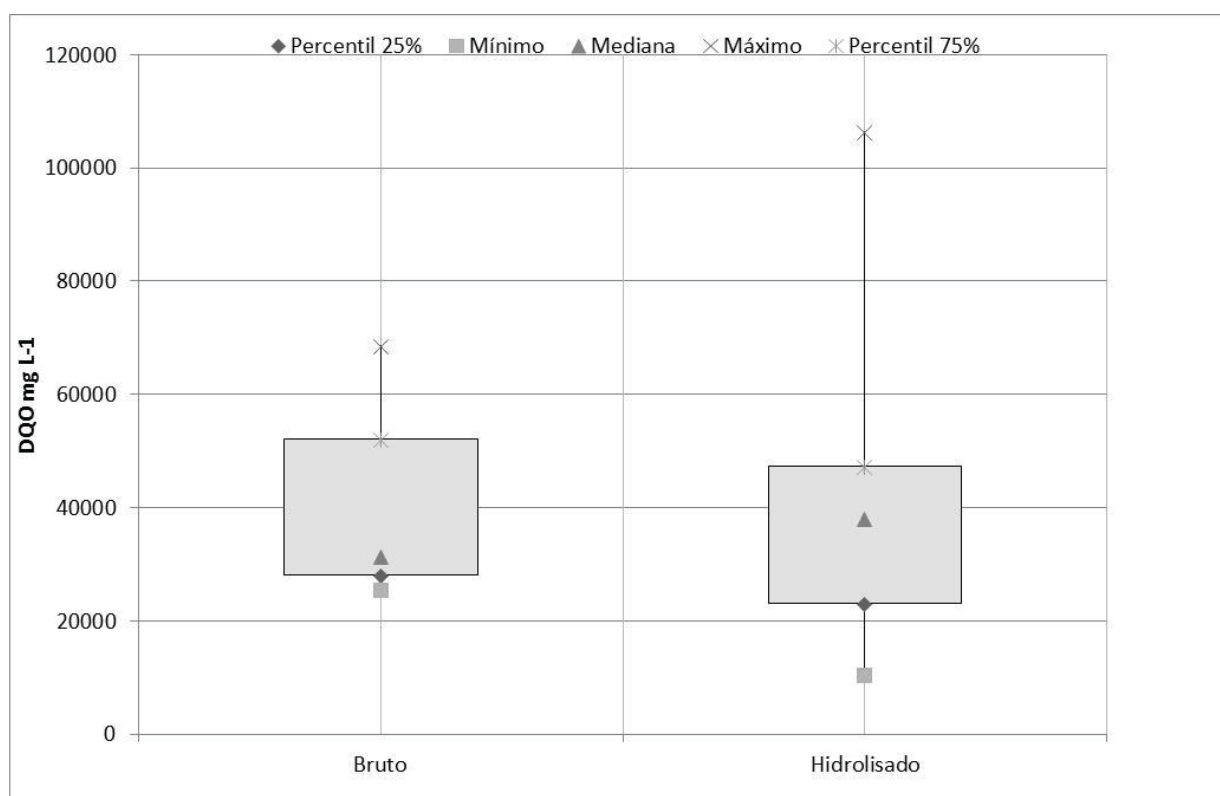


Figura 5.4 Efeito da hidrólise térmica na DQO no Lodo Séptico Bruto

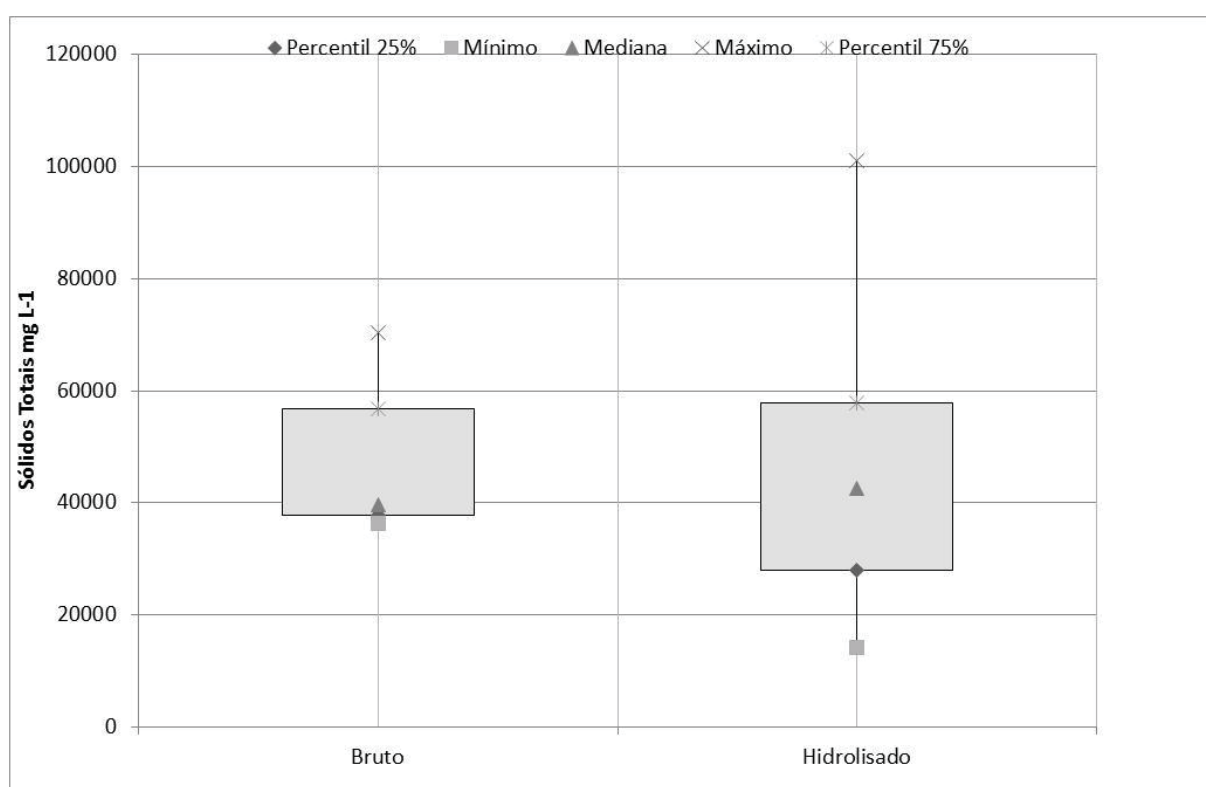


Figura 5.5 Efeito da hidrólise térmica nos Sólidos Totais no Lodo Séptico Bruto

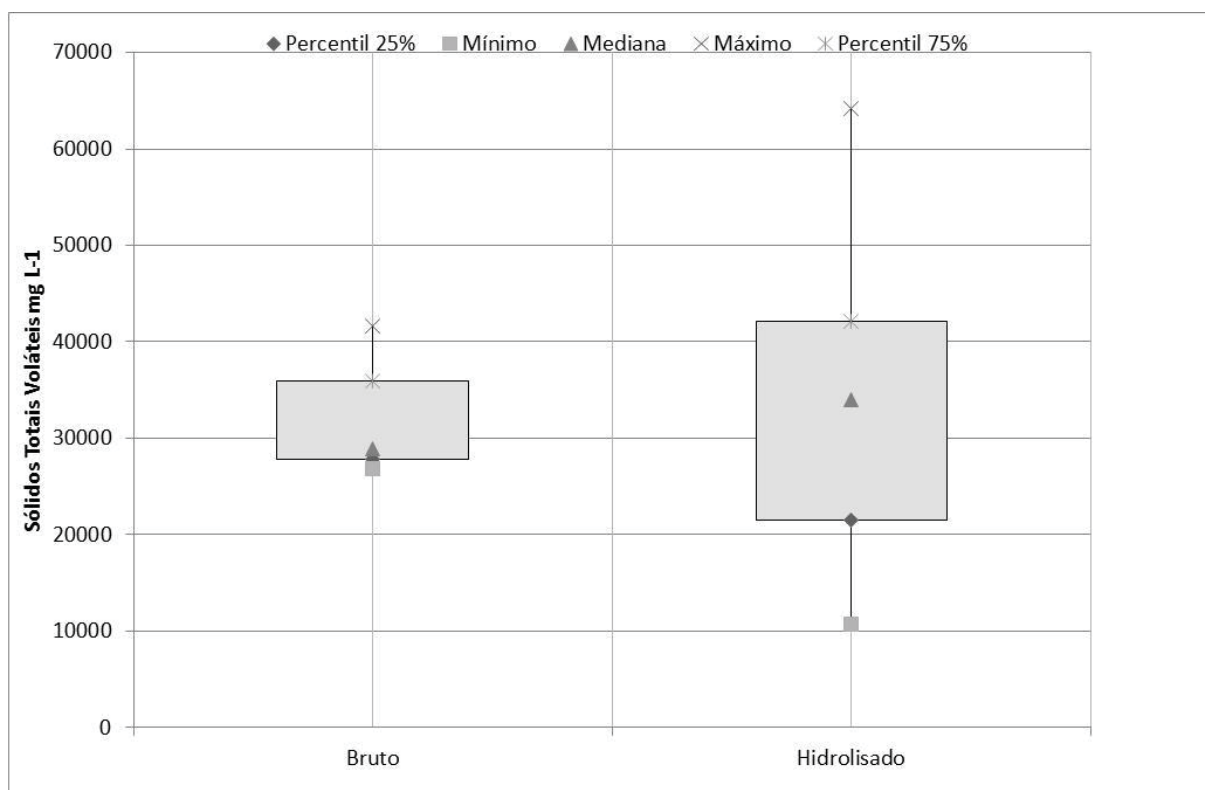


Figura 5.6 Efeito da hidrólise térmica nos Sólidos Totais Voláteis no Lodo Séptico Bruto

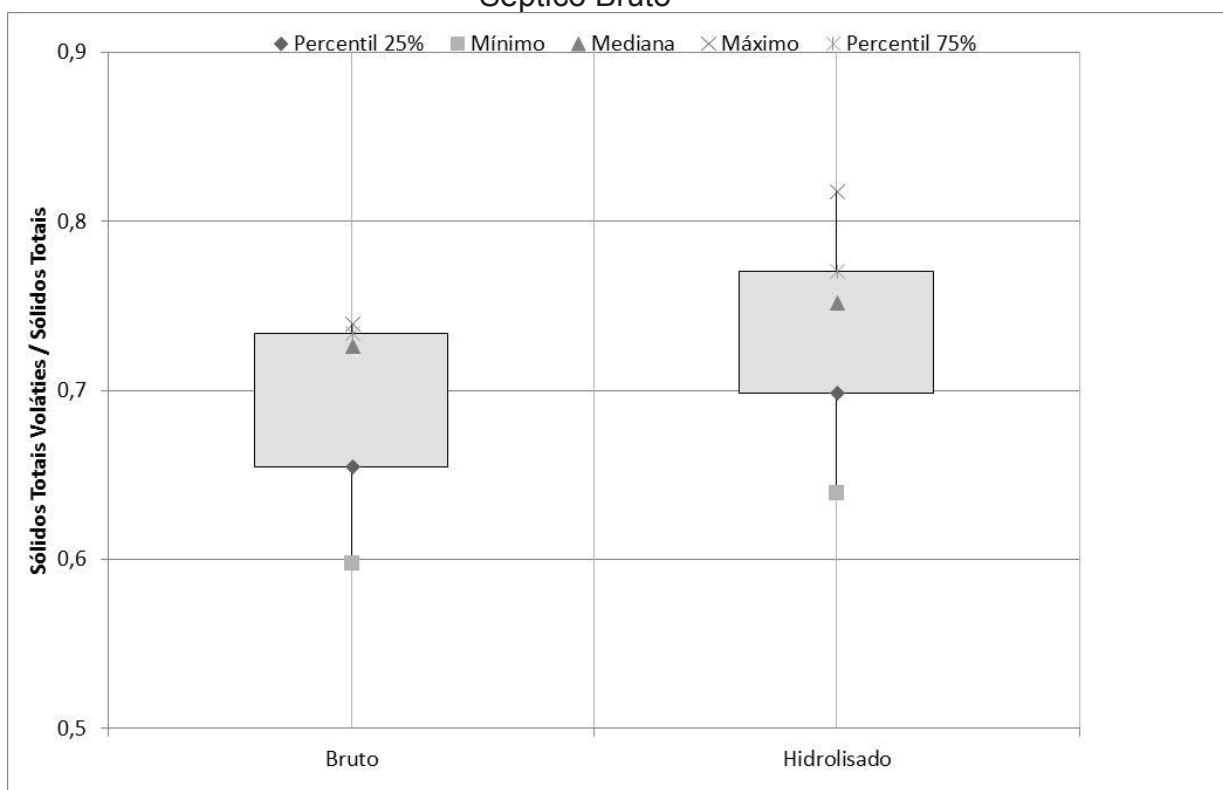


Figura 5.7 Efeito da hidrólise térmica na relação Sólidos Totais Voláteis / Sólidos Totais no Lodo Séptico Bruto

5.2 DIGESTÃO DO LODO SÉPTICO HIDROLISADO

As Tabelas 5.4 a 5.6 apresentam os resultados da caracterização e aplicação do lodo séptico hidrolisado, afluente e efluente, no reator de Hidrólise (Acidogênico / Acetogênico), para Cargas de 2 e 4 kg STV. $\text{m}^{-3}.\text{d}^{-1}$. As Figuras 5.8 a 5.15 ilustram o desempenho do reator de Hidrólise (Acidogênico/Acetogênico) para Cargas de 2 e 4 kg STV. $\text{m}^{-3}.\text{d}^{-1}$ tratando lodo de tanque séptico hidrolisado, explorando os parâmetros alcalinidade, acidez, DQO, DBO e sólidos.

TABELA 5.4 RESULTADOS DA CARACTERIZAÇÃO DO LODO AFLUENTE AO REATOR DE HIDRÓLISE (ACIDOGÊNICO/ACETOGENICO) PARA CARGA DE 2 kgSTV. $\text{m}^{-3}.\text{d}^{-1}$

Lodo Hidrolisado Afluente COV 2 kgSTV $\text{m}^{-3}.\text{d}^{-1}$									
	pH (faixa)	Alcalinidade $\text{mg CaCO}_3 \text{ L}^{-1}$	Acidez $\text{mg CaCO}_3 \text{ L}^{-1}$	Alc / Ac	DQO mg L^{-1}	DBO mg L^{-1}	ST mg L^{-1}	STV mg L^{-1}	STV / ST
Média	7,2-7,9	729	89	8,4	28922	4983	48365	36939	0,78
Desvio									
Padrão	-	983	110	3,4	11725	1817	27820	18883	0,04
Mínimo	-	179	19	5,4	16586	2779	27453	22390	0,73
Percentil (25%)	-	213	33	6,0	23118	4481	34975	26860	0,77
Mediana (50%)	-	325	40	8,1	24716	5655	42022	33173	0,78
Percentil (75%)	-	461	77	8,8	38099	6158	42678	33953	0,81
Máximo (95%)	-	2073	241	12,9	42600	6248	85797	62341	0,83

TABELA 5.5 RESULTADOS DA CARACTERIZAÇÃO DO EFLUENTE DO REATOR DE HIDRÓLISE (ACIDOGÊNICO/ACETOGENICO) PARA CARGA DE 2 kgSTV. $\text{m}^{-3}.\text{d}^{-1}$

Efluente COV 2 kgSTV $\text{m}^{-3}.\text{d}^{-1}$									
	pH (faixa)	Alcalinidade $\text{mg CaCO}_3 \text{ L}^{-1}$	Acidez $\text{mg CaCO}_3 \text{ L}^{-1}$	Alc / Ac	DQO mg L^{-1}	DBO mg L^{-1}	ST mg L^{-1}	STV mg L^{-1}	STV / ST
Média	7,2-8,0	577	50	11,8	16549	3943	11477	8093	0,71
Desvio									
Padrão	-	548	41	3,1	8719	1911	4161	2843	0,12
Mínimo	-	266	19	7,9	11631	2404	6539	4611	0,67
Percentil (25%)	-	355	25	9,5	11666	2900	8660	6452	0,60
Mediana (50%)	-	395	40	12,7	12500	3520	11610	7960	0,68
Percentil (75%)	-	441	52	13,9	17384	4775	13692	10092	0,74
Máximo (95%)	-	1402	115	15,5	27136	5779	16662	11490	0,88

TABELA 5.6 RESULTADOS DA CARACTERIZAÇÃO DO LODO AFLUENTE AO REATOR DE HIDRÓLISE (ACIDOGÊNICO/ACETOGENICO) PARA CARGA DE 4 kgSTV. $\text{m}^{-3}.\text{d}^{-1}$

	Lodo Hidrolisado Afluente COV 4 kgSTV $\text{m}^{-3}.\text{d}^{-1}$								
	pH (faixa)	Alcalinidade $\text{mg CaCO}_3 \text{ L}^{-1}$	Acidez $\text{mg CaCO}_3 \text{ L}^{-1}$	Alc / Ac	DQO mg L^{-1}	DBO mg L^{-1}	ST mg L^{-1}	STV mg L^{-1}	STV / ST
Média	7,2-7,9	2363	248	10,9	64523	6477	49985	34272	0,71
Desvio									
Padrão	-	1242	144	4,4	49908	2141	32654	19859	0,07
Mínimo									
(5%)	-	799	78	6,5	13351	3585	9619	7110	0,61
Percentil									
(25%)	-	1697	205	8,2	37273	5460	26386	20226	0,70
Mediana									
(50%)	-	2333	214	9,5	62571	6710	54308	37906	0,71
Percentil									
(75%)	-	3339	341	13,7	89821	8238	61550	45452	0,75
Máximo									
(95%)	-	3754	423	16,8	118430	8600	95610	58915	0,77

TABELA 5.7 RESULTADOS DA CARACTERIZAÇÃO DO EFLUENTE DO REATOR DE HIDRÓLISE (ACIDOGÊNICO/ACETOGENICO) PARA CARGA DE 4 kgSTV. $\text{m}^{-3}.\text{d}^{-1}$

	Efluente COV 4 kgSTV $\text{m}^{-3}.\text{d}^{-1}$								
	pH (faixa)	Alcalinidade $\text{mg CaCO}_3 \text{ L}^{-1}$	Acidez $\text{mg CaCO}_3 \text{ L}^{-1}$	Alc / Ac	DQO mg L^{-1}	DBO mg L^{-1}	ST mg L^{-1}	STV mg L^{-1}	STV / ST
Média	7,2-7,8	739	85	10,4	28340	675	16123	12447	0,78
Media									
Desvio	-	915	132	3,9	13840	451	7781	5688	0,02
Padrão									
Mínimo	-	216	19	5,3	15100	198	11171	8827	0,76
(5%)	-	294	27	8,3	22220	369	13372	10436	0,77
Percentil									
(25%)	-	333	39	9,1	31120	745	16123	12447	0,78
Mediana									
(50%)	-	701	61	13,4	35840	1051	18875	14458	0,79
Percentil									
(75%)	-	2711	254	15,4	39620	1054	21075	16067	0,79

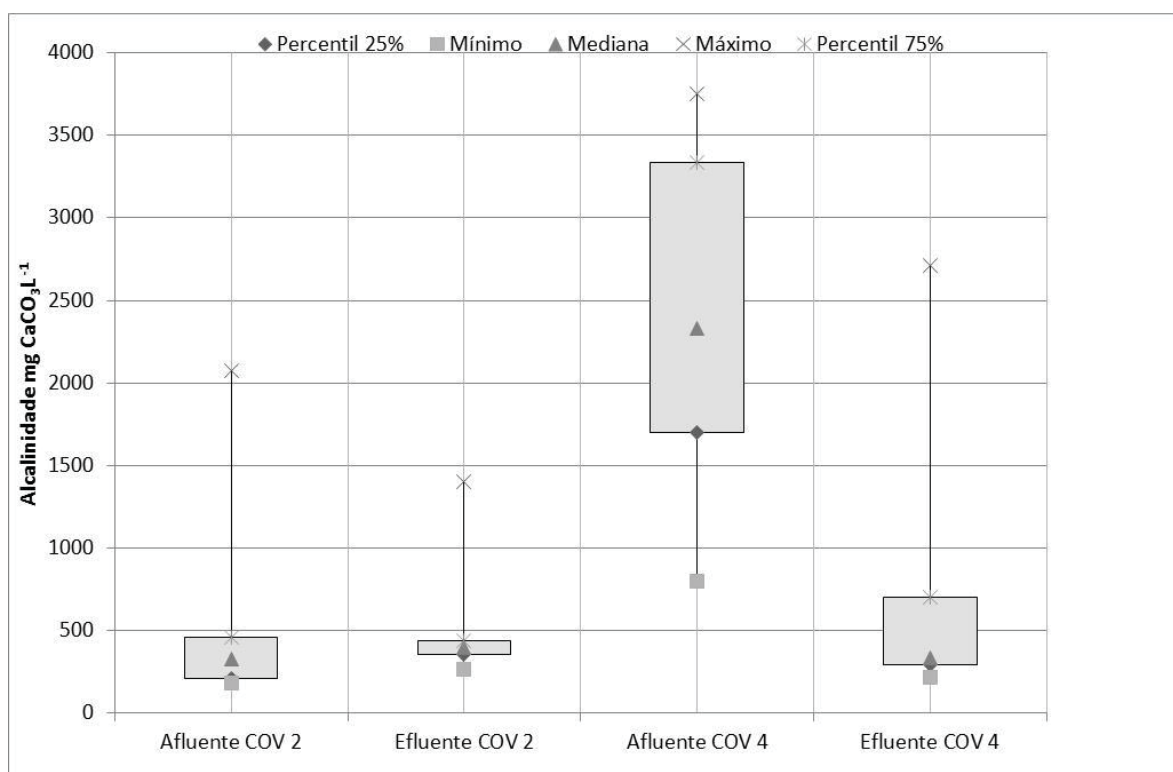


Figura 5.8 Avaliação do desempenho do reator de Hidrólise (Acidogênico/Acetogênico) em relação a Alcalinidade para Cargas de 2 e 4 kg $\text{STV} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ tratando lodo de tanque séptico hidrolisado

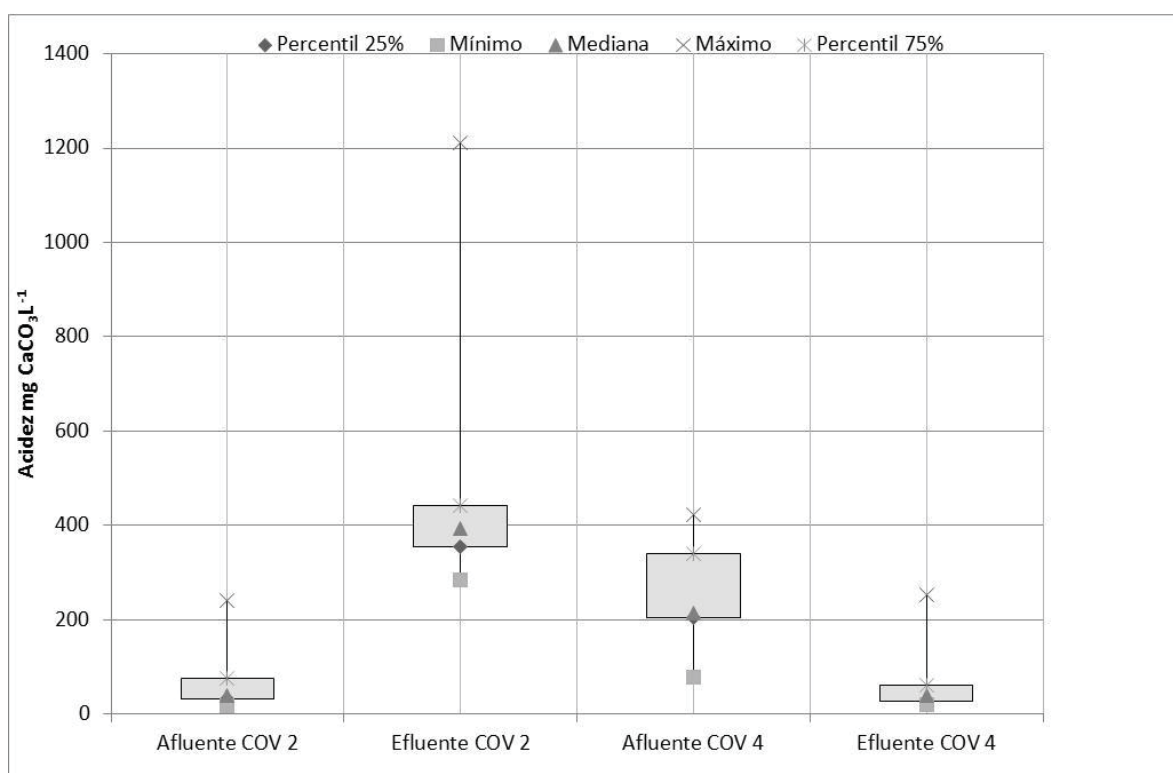


Figura 5.9 Avaliação do desempenho do reator de Hidrólise (Acidogênico/Acetogênico) em relação a Acidez para Cargas de 2 e 4 kg $\text{STV} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ tratando lodo de tanque séptico hidrolisado

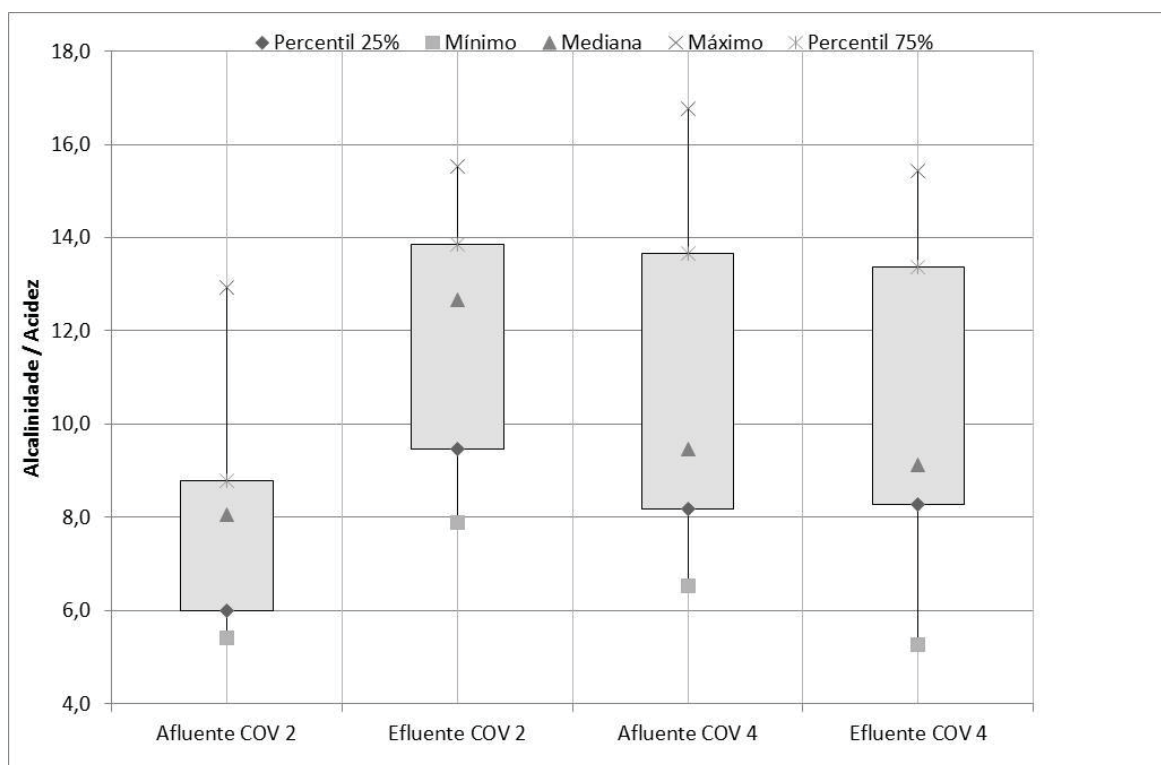


Figura 5.10 Avaliação do desempenho do reator de Hidrólise (Acidogênico/Acetogênico) em relação a Alcalinidade / Acidez para Cargas de 2 e 4 kg STV. $\text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ tratando lodo de tanque séptico hidrolisado

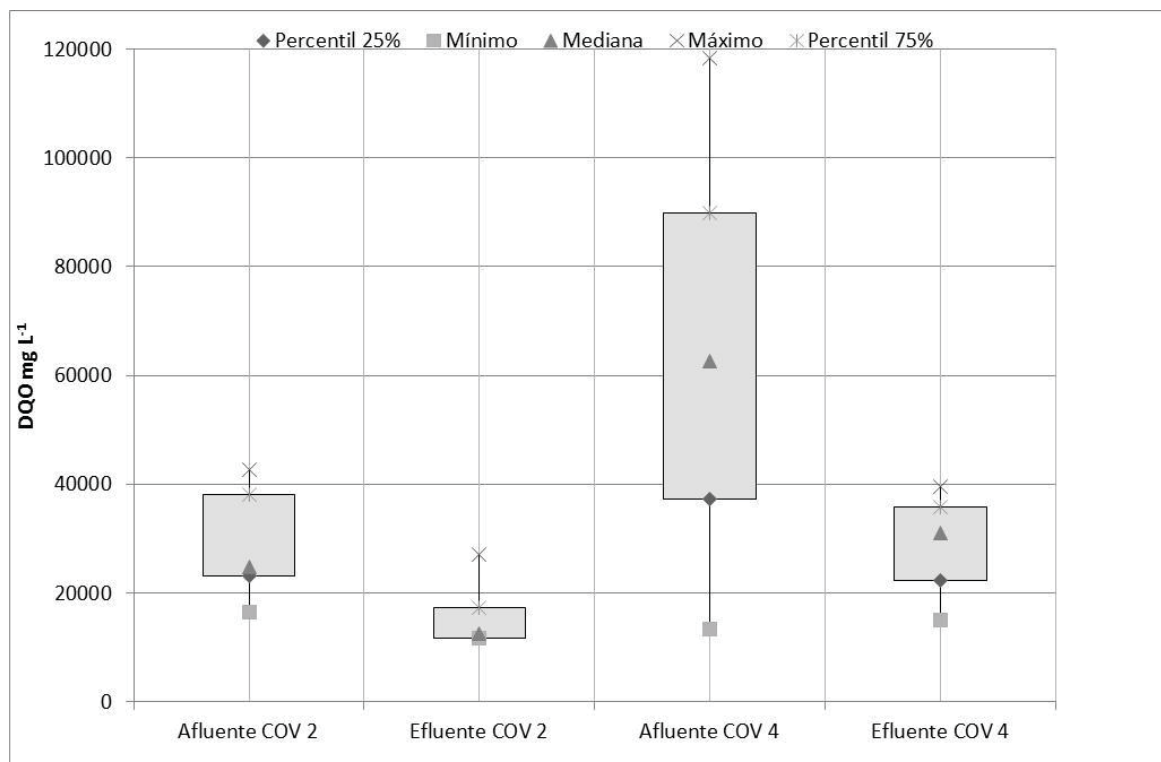


Figura 5.11 Avaliação do desempenho do reator de Hidrólise (Acidogênico/Acetogênico) em relação a DQO para Cargas de 2 e 4 kg STV. $\text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ tratando lodo de tanque séptico hidrolisado

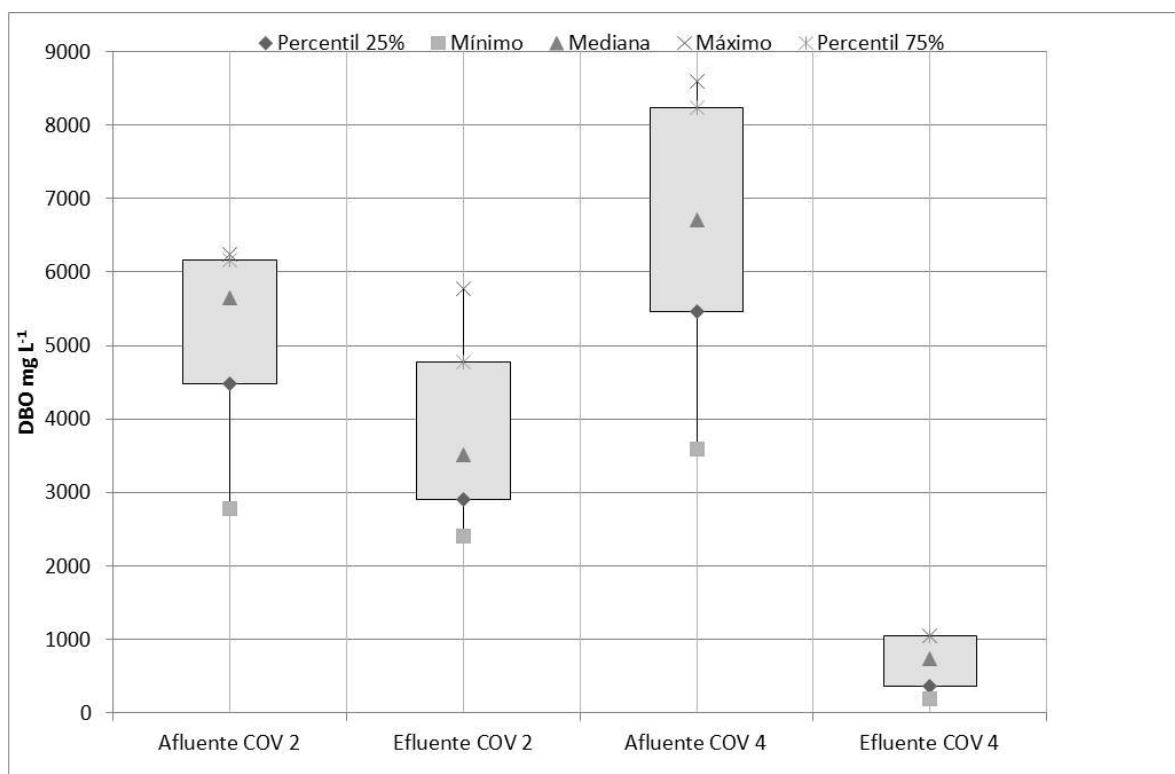


Figura 5.12 Avaliação do desempenho do reator de Hidrólise (Acidogênico/Acetogênico) em relação a DBO para Cargas de 2 e 4 kg STV. $\text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ tratando lodo de tanque séptico hidrolisado

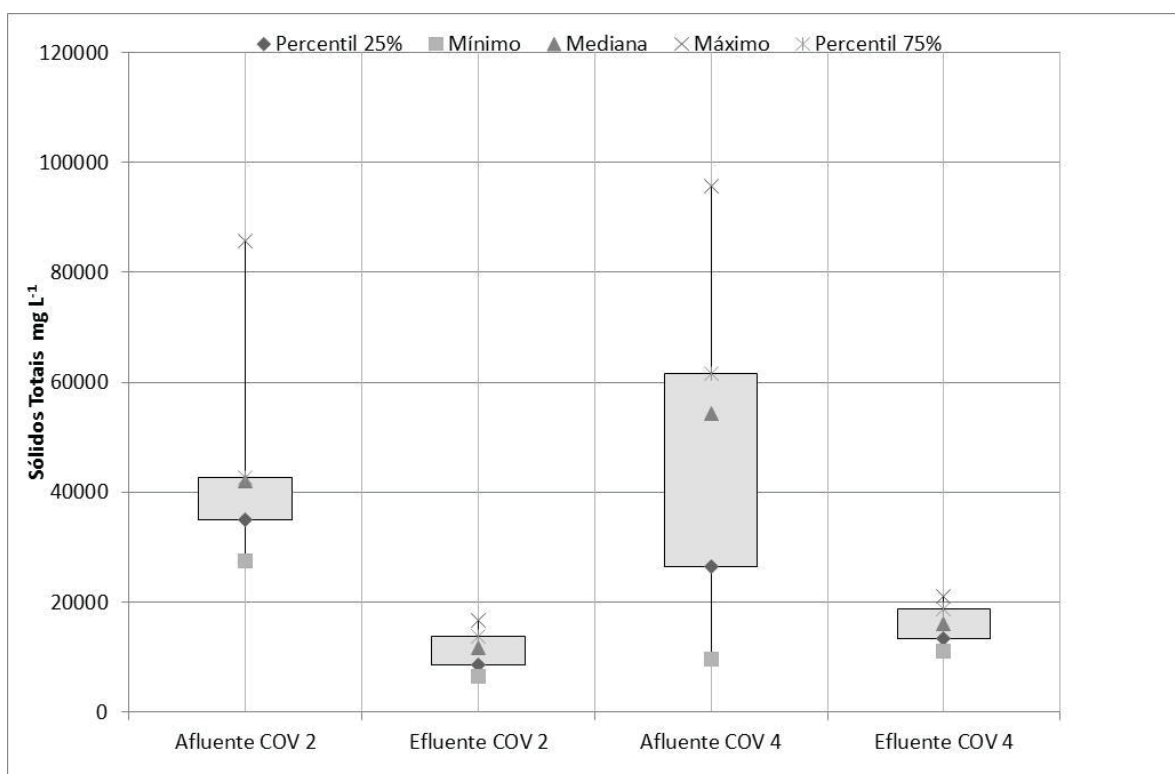


Figura 5.13 Avaliação do desempenho do reator de Hidrólise (Acidogênico/Acetogênico) em relação a Sólidos Totais para Cargas de 2 e 4 kg STV. $\text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ tratando lodo de tanque séptico hidrolisado

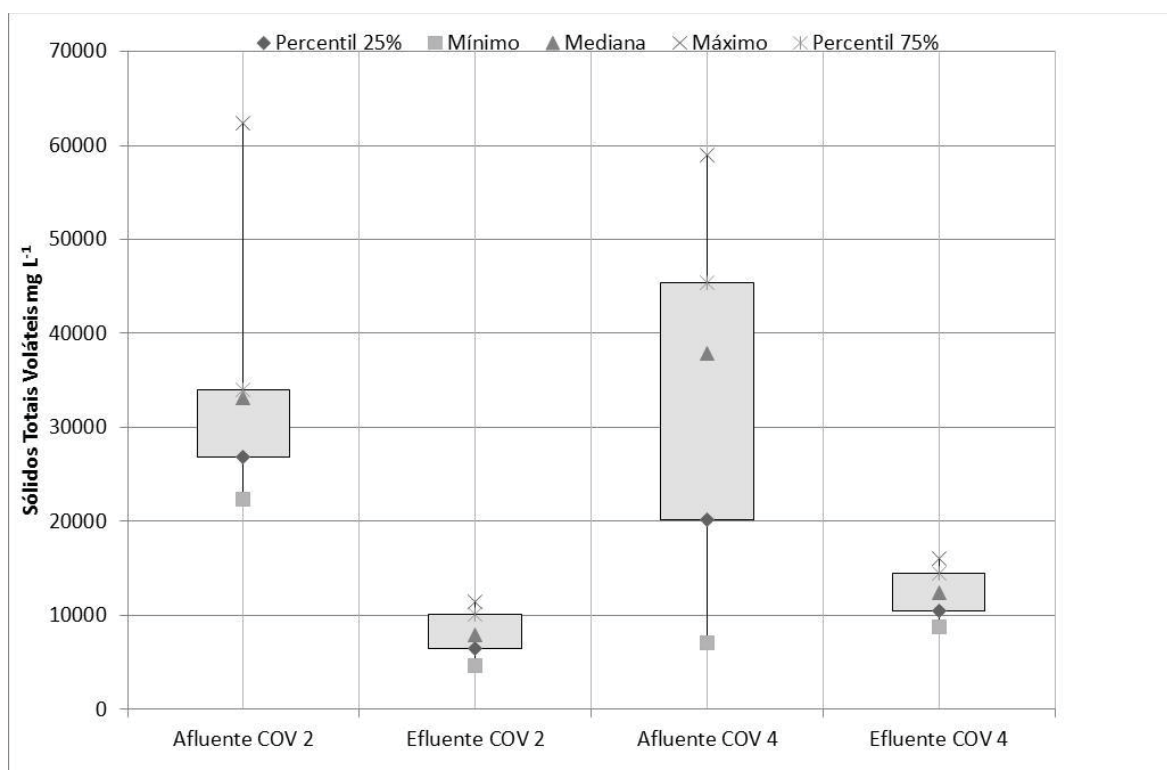


Figura 5.14 Avaliação do desempenho do reator de Hidrólise (Acidogênico/Acetogênico) em relação a Sólidos Totais Voláteis para Cargas de 2 e 4 $\text{kg STV. m}^{-3}.\text{d}^{-1}$ tratando lodo de tanque séptico hidrolisado

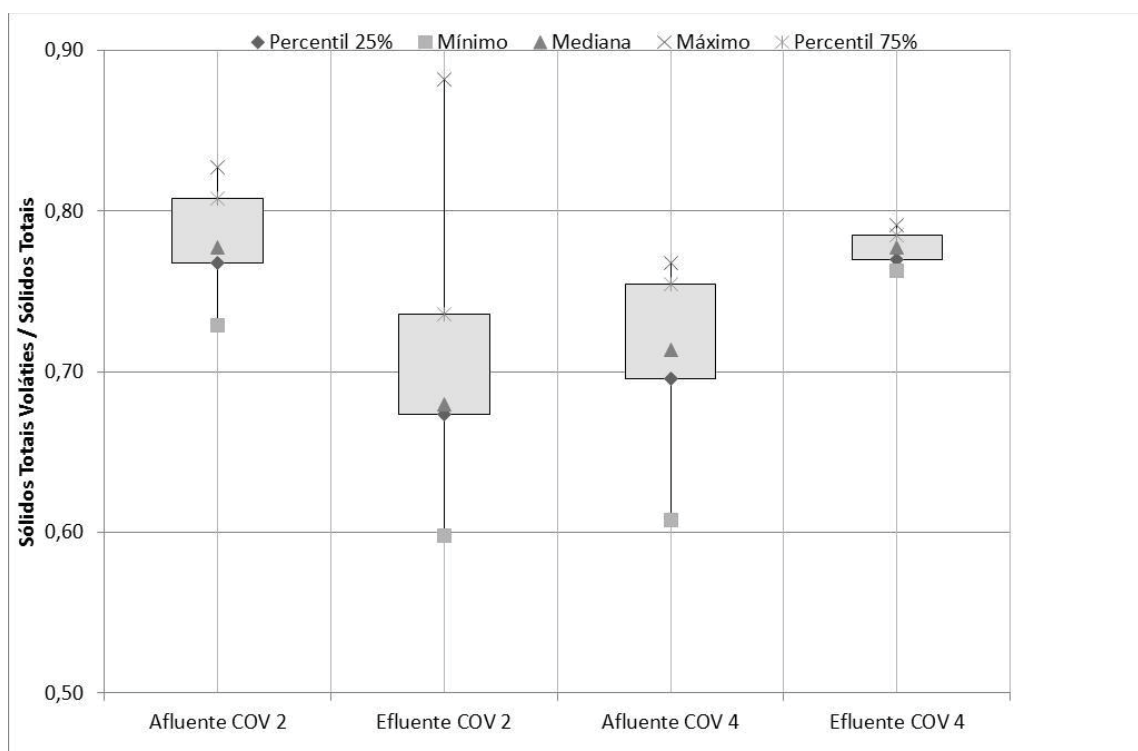


Figura 5.15 Avaliação do desempenho do reator de Hidrólise (Acidogênico/Acetogênico) em relação a Sólidos Totais Voláteis / Sólidos Totais para Cargas de 2 e 4 $\text{kg STV. m}^{-3}.\text{d}^{-1}$ tratando lodo de tanque séptico hidrolisado

As limitações do estudo em bancada com lodo séptico, sobretudo devido a altas concentrações de sólidos, foram notadas nos diversos eventos de paralização do sistema devido a entupimentos nas mangueiras da bomba peristáltica que aplicou o lodo séptico hidrolisado, no reator hidrolítico. O que dificultou continuidade do experimento principalmente na primeira fase do experimento ($2 \text{ kg STV} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$). O problema foi solucionado com um aumento da diluição do lodo em 8 vezes e consequentemente da vazão de aplicação do lodo na mesma proporção a fim de permanecer com a mesma carga de sólidos aplicada, sem que ultrapassasse o limite da velocidade ascensional determinada (limite de $0,5 \text{ m} \cdot \text{h}^{-1}$).

5.3. ESTUDO DA DEGRADABILIDADE ANAERÓBIA DE LODO SÉPTICO E ESGOTO SANITÁRIO BRUTO

A primeira fase para as temperaturas propostas foi concluída após aproximadamente 160 horas de leitura do volume de CH_4 produzido, após este momento houve declínio da produção de CH_4 . Nas Figuras 5.16 a 5.24 são apresentados os volumes acumulados de CH_4 pelo tempo do experimento em cada uma das etapas de aplicação do lodo.

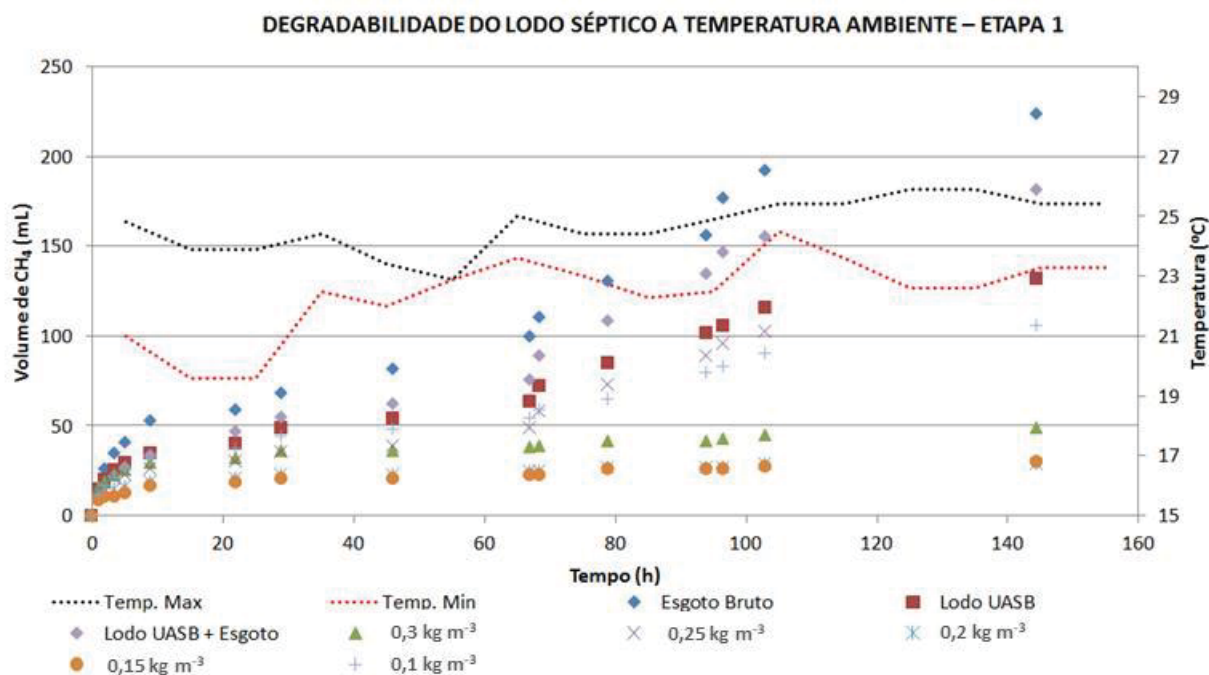


Figura 5.16: Volume acumulado de CH_4 ao longo do tempo para análise de degradabilidade do lodo séptico a temperatura ambiente – Etapa 1

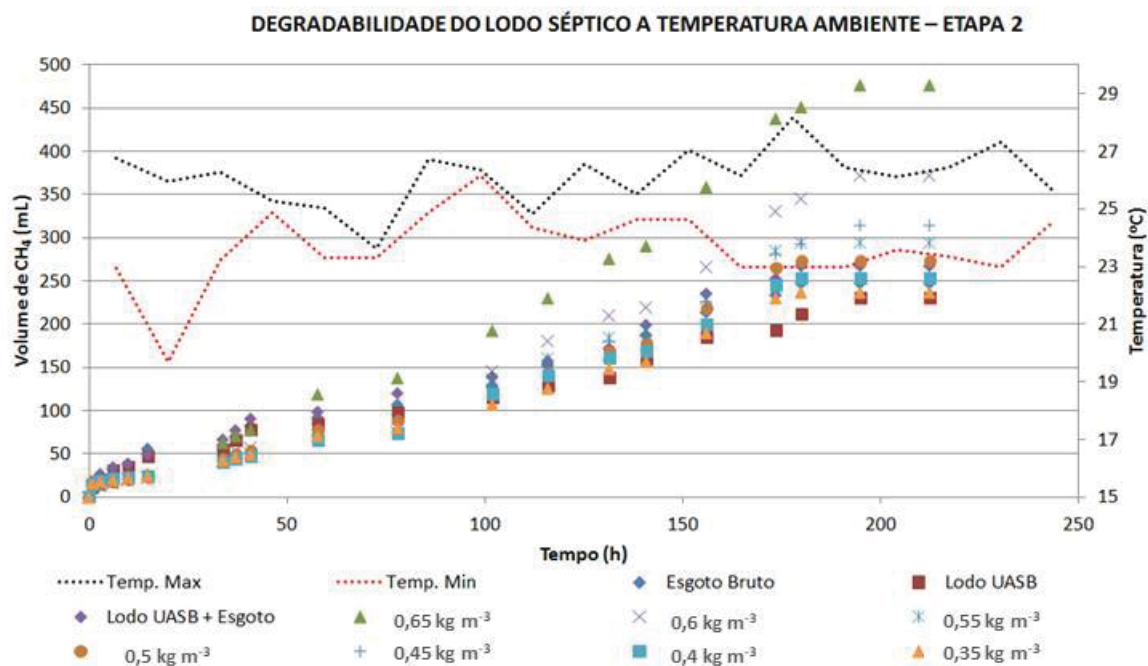


Figura 5.17: Volume acumulado de CH_4 ao longo do tempo para análise de degradabilidade do lodo séptico a temperatura ambiente – Etapa 2

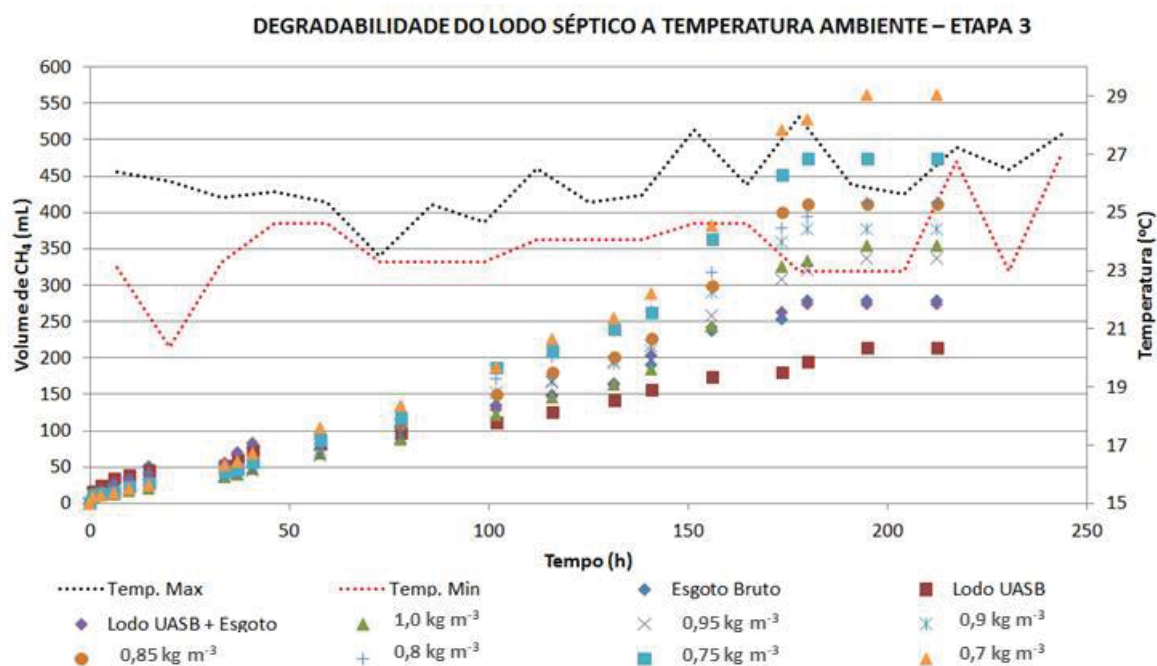


Figura 5.18: Volume acumulado de CH_4 ao longo do tempo para análise de degradabilidade do lodo séptico a temperatura ambiente – Etapa 3

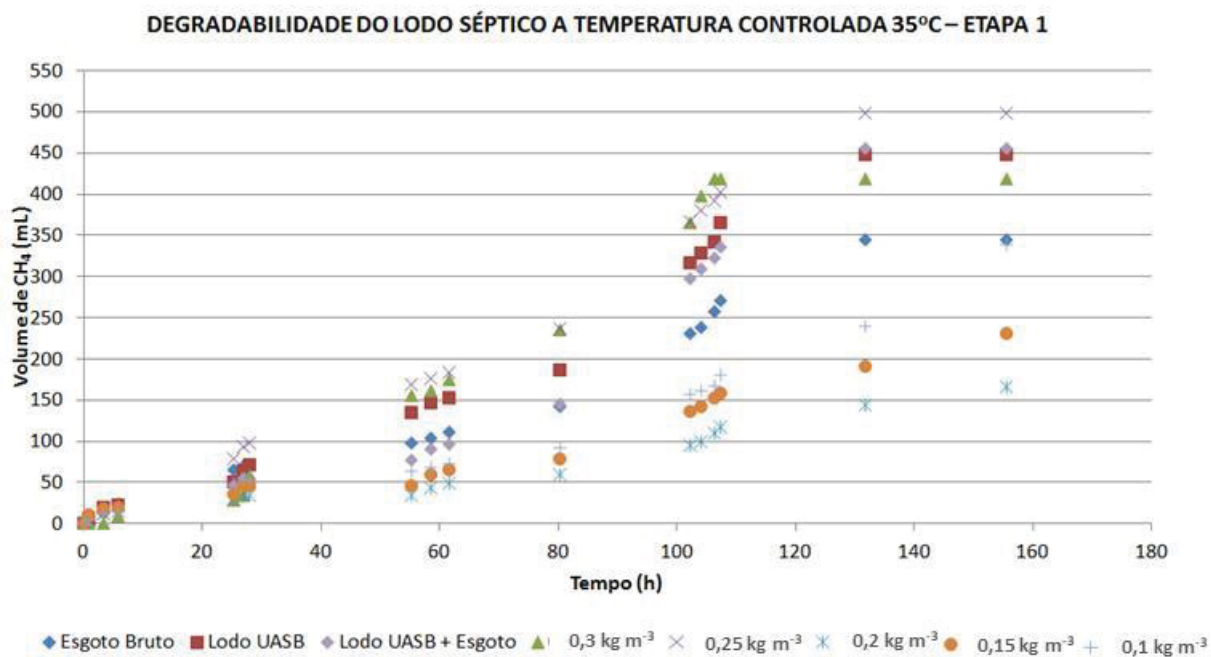


Figura 5.19: Volume acumulado de CH₄ ao longo do tempo para análise de degradabilidade do lodo séptico a temperatura controlada (35°C) – Etapa 1

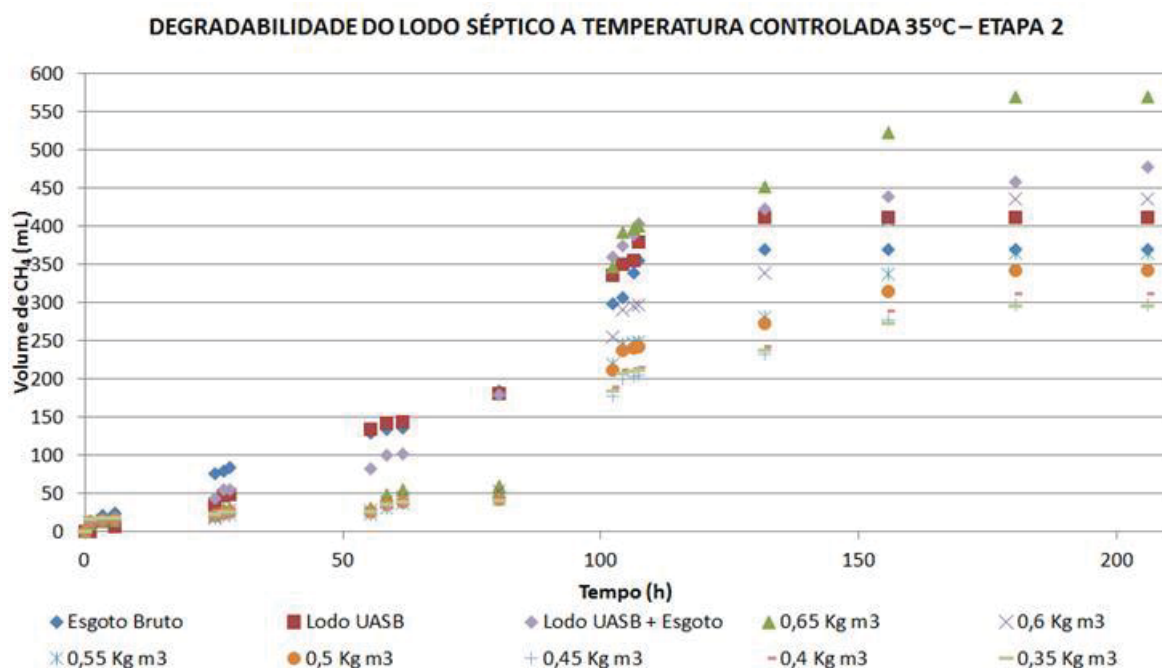


Figura 5.20: Volume acumulado de CH₄ ao longo do tempo para análise de degradabilidade do lodo séptico a temperatura controlada (35°C) – Etapa 2

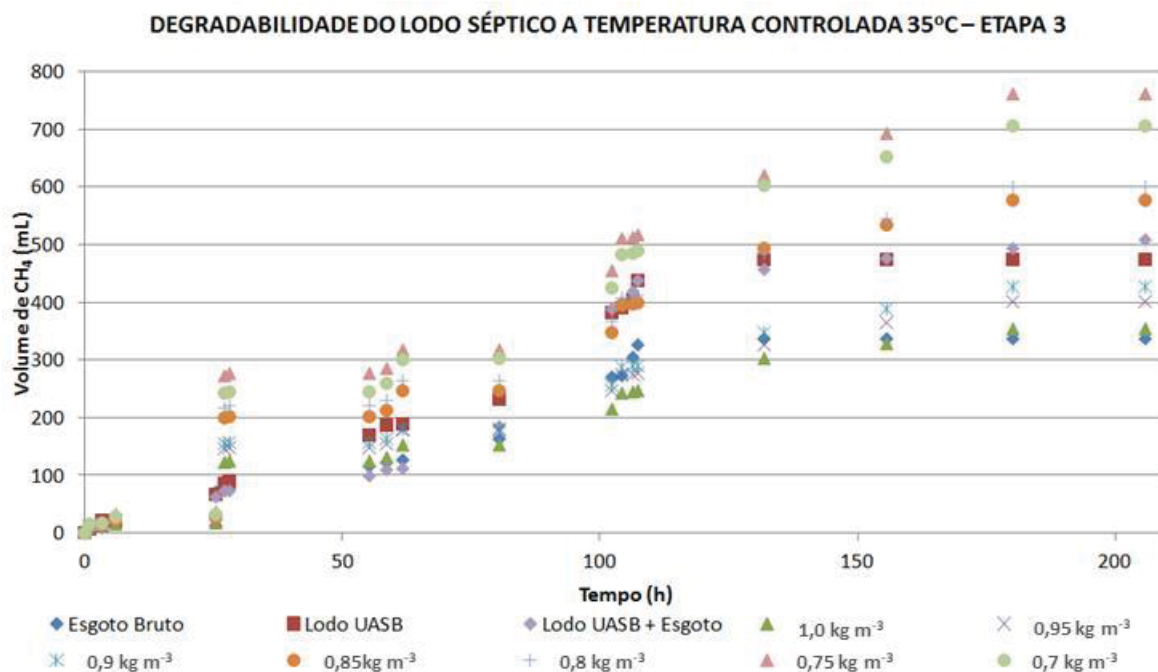


Figura 5.21: Volume acumulado de CH_4 ao longo do tempo para análise de degradabilidade do lodo séptico a temperatura controlada (35°C) – Etapa 3

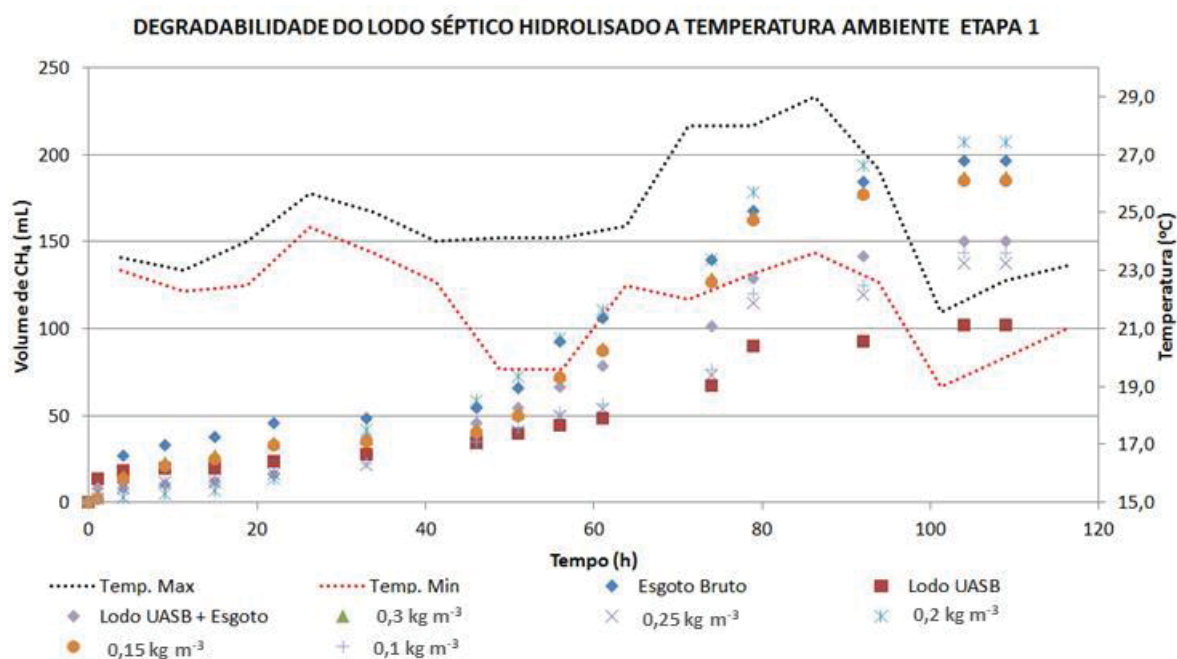


Figura 5.22: Volume acumulado de CH_4 ao longo do tempo para análise de degradabilidade do lodo séptico hidrolisado a temperatura ambiente – Etapa 1

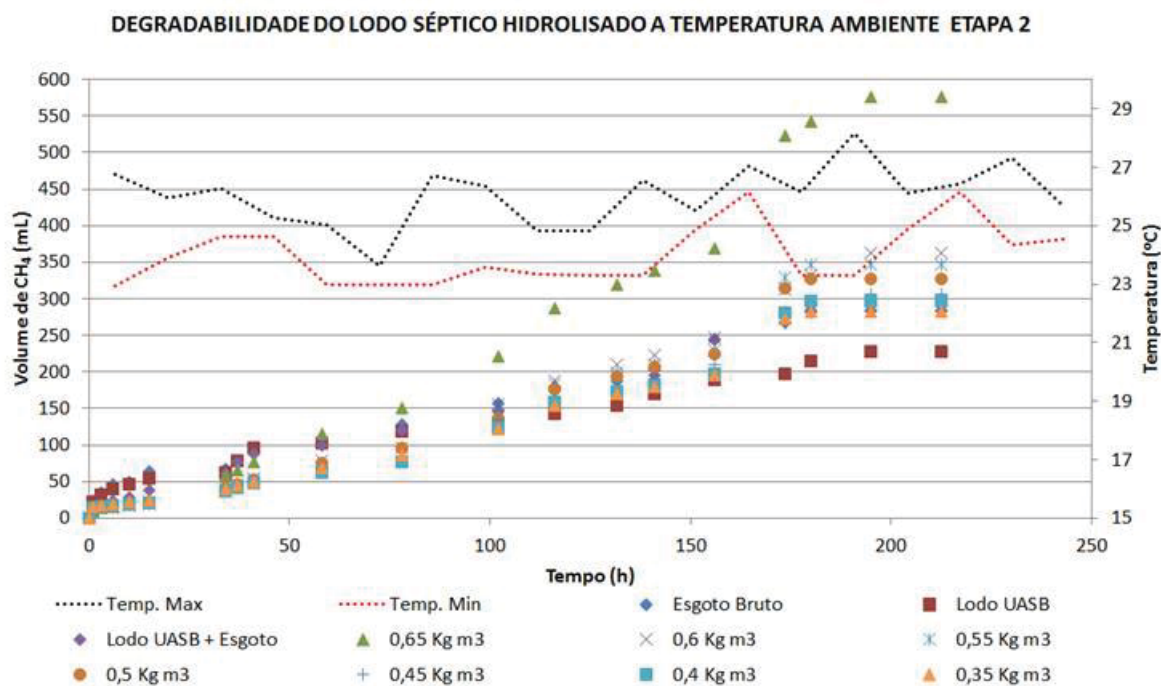


Figura 5.23: Volume acumulado de CH_4 ao longo do tempo para análise de degradabilidade do lodo séptico hidrolisado a temperatura ambiente – Etapa 2

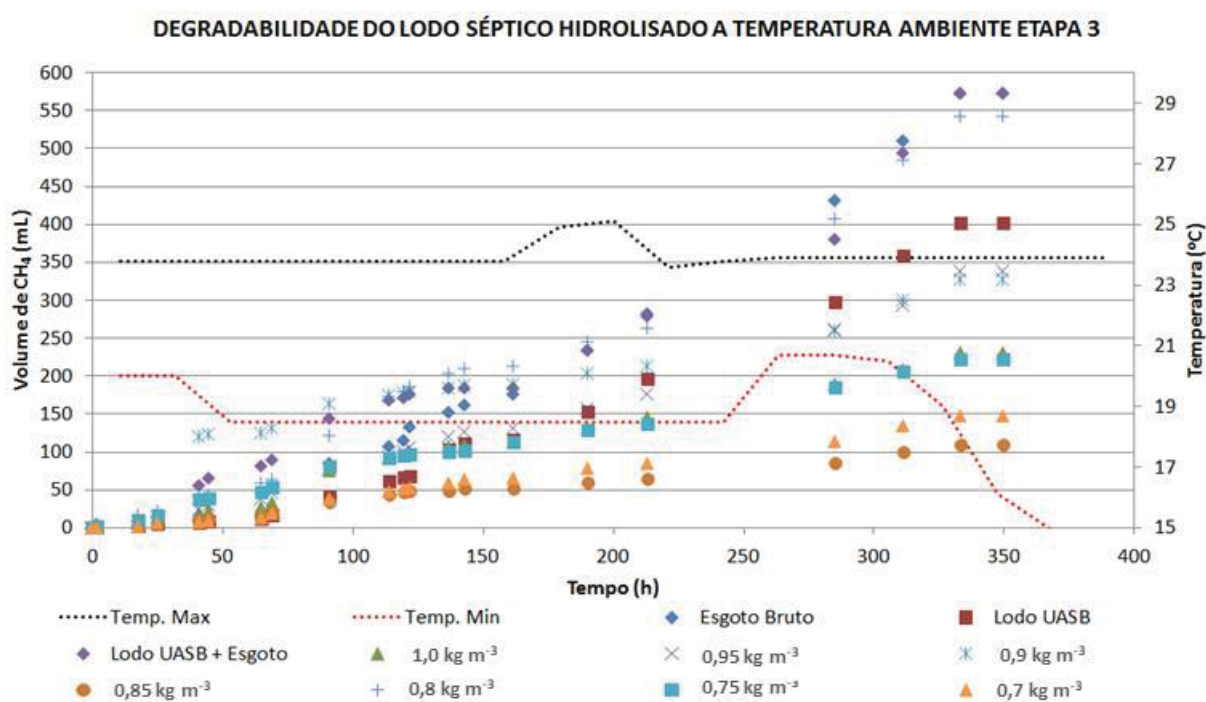


Figura 5.24: Volume acumulado de CH_4 ao longo do tempo para análise de degradabilidade do lodo séptico hidrolisado a temperatura ambiente – Etapa 3

A Taxa de conversão do CH_4 para os resultados apresentados até então, são apresentados nas Tabelas 5.8 a 5.16 para cada um dos experimentos da primeira fase.

TABELA 5.8 PRODUÇÃO DE CH_4 PELA DQO REMOVIDA E RELAÇÃO S_0/X_0
– LODO SÉPTICO TEMPERATURA AMBIENTE FASE 1

Fase 1	mL $\text{CH}_4 \text{ h}^{-1}$	mL $\text{CH}_4 \text{ d}^{-1}$	SVT mg L^{-1}	mL CH_4 / g STV d	g DQO _{Conv} / g STV d	S_0/X_0
Esgoto Bruto	1,5502	37	0,078	477	1,192	0,0
Lodo UASB	0,9121	22	2,500	9	0,022	0,0
Lodo UASB + Esgoto	1,2578	30	2,578	12	0,029	0,0
0,3 kg m^{-3}	0,3384	8	2,878	3	0,007	8,3
0,25 kg m^{-3}	0,9218	22	2,828	8	0,020	10,0
0,2 kg m^{-3}	0,1993	5	2,778	2	0,004	12,5
0,15 kg m^{-3}	0,2083	5	2,728	2	0,005	16,7
0,1 kg m^{-3}	0,7315	18	2,678	7	0,016	25,0

TABELA 5.9 PRODUÇÃO DE CH_4 PELA DQO REMOVIDA E RELAÇÃO S_0/X_0
– LODO SÉPTICO TEMPERATURA AMBIENTE FASE 2

Fase 2	mL $\text{CH}_4 \text{ h}^{-1}$	mL $\text{CH}_4 \text{ d}^{-1}$	SVT mg L^{-1}	mL CH_4 / g STV d	g DQO _{Conv} / g STV d	S_0/X_0
Esgoto Bruto	1,1653	28	0,071	394	0,985	0,0
Lodo UASB	1,0806	26	2,500	10	0,026	0,0
Lodo UASB + Esgoto	1,2567	30	2,571	12	0,029	0,0
0,65 kg m^{-3}	2,2431	54	3,221	17	0,042	4,0
0,6 kg m^{-3}	1,7499	42	3,171	13	0,033	4,4
0,55 kg m^{-3}	1,3855	33	3,121	11	0,027	4,8
0,5 kg m^{-3}	1,2813	31	3,071	10	0,025	5,3
0,45 kg m^{-3}	1,4810	36	3,021	12	0,029	5,6
0,4 kg m^{-3}	1,1897	29	2,971	10	0,024	6,3
0,35 kg m^{-3}	1,1124	27	2,921	9	0,023	7,1

TABELA 5.10 PRODUÇÃO DE CH₄ PELA DQO REMOVIDA E RELAÇÃO S₀/X₀ – LODO SÉPTICO TEMPERATURA AMBIENTE FASE 3

Fase 3	mL CH ₄ h ⁻¹	mL CH ₄ d ⁻¹	SVT mg L ⁻¹	mL CH ₄ / g STV d	g DQO _{Conv} / g STV d	So/Xo
Esgoto Bruto	1,3107	31	0,082	384	0,959	0,0
Lodo UASB	1,0036	24	2,500	10	0,024	0,0
Lodo UASB + Esgoto	1,2924	31	2,582	12	0,030	0,0
1,0 kg m ⁻³	1,6707	40	3,582	11	0,028	2,6
0,95 kg m ⁻³	1,5851	38	3,532	11	0,027	2,7
0,9 kg m ⁻³	1,7728	43	3,482	12	0,031	2,9
0,85 kg m ⁻³	1,9335	46	3,432	14	0,034	3,0
0,8 kg m ⁻³	1,9508	47	3,382	14	0,035	3,2
0,75 kg m ⁻³	2,2255	53	3,332	16	0,040	3,4
0,7 kg m ⁻³	2,6401	63	3,282	19	0,048	3,7

TABELA 5.11 PRODUÇÃO DE CH₄ PELA DQO REMOVIDA E RELAÇÃO S₀/X₀ – LODO SÉPTICO TEMPERATURA CONTROLADA 35°C FASE 1

Fase 1	mL CH ₄ h ⁻¹	mL CH ₄ d ⁻¹	SVT mg L ⁻¹	mL CH ₄ / g STV d	g DQO _{Conv} / g STV d	So/Xo
Esgoto Bruto	2,2126	53	0,075	708	1,770	0,0
Lodo UASB	2,8814	69	2,500	28	0,069	0,0
Lodo UASB + Esgoto	2,9315	70	2,575	27	0,068	0,0
0,3 kg m ⁻³	2,6904	65	2,875	22	0,056	8,3
0,25 kg m ⁻³	3,2061	77	2,825	27	0,068	10,0
0,2 kg m ⁻³	1,0706	26	2,775	9	0,023	12,5
0,15 kg m ⁻³	1,4860	36	2,725	13	0,033	16,7
0,1 kg m ⁻³	2,1760	52	2,675	20	0,049	25,0

TABELA 5.12 PRODUÇÃO DE CH₄ PELA DQO REMOVIDA E RELAÇÃO S₀/X₀ – LODO SÉPTICO TEMPERATURA CONTROLADA 35°C FASE 2

Fase 2	mL CH ₄ h ⁻¹	mL CH ₄ d ⁻¹	SVT mg L ⁻¹	mL CH ₄ / g STV d	g DQO _{Conv} / g STV d	So/Xo
Esgoto Bruto	8,0123	192	0,099	1942	4,856	0,0
Lodo UASB	14,3910	345	2,500	138	0,345	0,0
Lodo UASB + Esgoto	15,9798	384	2,599	148	0,369	0,0
0,65 kg m ⁻³	18,5700	446	3,249	137	0,343	4,0
0,6 kg m ⁻³	22,1590	532	3,199	166	0,416	4,3
0,55 kg m ⁻³	16,9219	406	3,149	129	0,322	4,8
0,5 kg m ⁻³	14,1657	340	3,099	110	0,274	5,3
0,45 kg m ⁻³	13,3116	319	3,049	105	0,262	5,9
0,4 kg m ⁻³	11,5407	277	2,999	92	0,231	6,7
0,35 kg m ⁻³	12,1194	291	2,949	99	0,247	7,7

TABELA 5.13 PRODUÇÃO DE CH₄ PELA DQO REMOVIDA E RELAÇÃO S₀/X₀ – LODO SÉPTICO TEMPERATURA CONTROLADA 35°C FASE 3

Fase 3	mL CH ₄ h ⁻¹	mL CH ₄ d ⁻¹	SVT mg L ⁻¹	mL CH ₄ / g STV d	g DQO _{Conv} / g STV d	So/Xo
Esgoto Bruto	1,4516	35	0,091	383	0,957	0,0
Lodo UASB	2,0457	49	2,500	20	0,049	0,0
Lodo UASB + Esgoto	1,9760	47	2,591	18	0,046	0,0
1,0 kg m ⁻³	1,3802	33	3,591	9	0,023	2,6
0,95 kg m ⁻³	1,5604	37	3,541	11	0,026	2,7
0,9 kg m ⁻³	1,6567	40	3,491	11	0,028	2,9
0,85 kg m ⁻³	2,2454	54	3,441	16	0,039	3,0
0,8 kg m ⁻³	2,3309	56	3,391	16	0,041	3,2
0,75 kg m ⁻³	2,9565	71	3,341	21	0,053	3,4
0,7 kg m ⁻³	2,7448	66	3,291	20	0,050	3,7

TABELA 5.14 PRODUÇÃO DE CH₄ PELA DQO REMOVIDA E RELAÇÃO S₀/X₀ – LODO SÉPTICO HIDROLISADO TEMPERATURA AMBIENTE FASE 1

Fase 1	mL CH ₄ h ⁻¹	mL CH ₄ d ⁻¹	SVT mg L ⁻¹	mL CH ₄ / g STV d	g DQO _{Conv} / g STV d	So/Xo
Esgoto Bruto	1,8022	43	0,076	569	1,423	0,0
Lodo UASB	0,9366	22	2,500	9	0,022	0,0
Lodo UASB + Esgoto	1,3764	33	2,576	13	0,032	0,0
0,3 kg m ⁻³	1,7151	41	2,876	14	0,036	8,3
0,25 kg m ⁻³	1,2585	30	2,826	11	0,027	10,0
0,2 kg m ⁻³	1,8990	46	2,776	16	0,041	12,5
0,15 kg m ⁻³	1,7006	41	2,726	15	0,037	16,7
0,1 kg m ⁻³	1,3198	32	2,676	12	0,030	25,0

TABELA 5.15 PRODUÇÃO DE CH₄ PELA DQO REMOVIDA E RELAÇÃO S₀/X₀ – LODO SÉPTICO HIDROLISADO TEMPERATURA AMBIENTE FASE 2

Fase 2	mL CH ₄ h ⁻¹	mL CH ₄ d ⁻¹	SVT mg L ⁻¹	mL CH ₄ / g STV d	g DQO _{Conv} / g STV d	So/Xo
Esgoto Bruto	1,3370	32	0,131	245	0,612	0,0
Lodo UASB	1,0753	26	2,500	10	0,026	0,0
Lodo UASB + Esgoto	1,3346	32	2,631	12	0,030	0,0
0,65 kg m ⁻³	2,7121	65	3,281	20	0,050	4,0
0,6 kg m ⁻³	1,7036	41	3,231	13	0,032	4,3
0,55 kg m ⁻³	1,6289	39	3,181	12	0,031	4,8
0,5 kg m ⁻³	1,5372	37	3,131	12	0,029	5,3
0,45 kg m ⁻³	1,4424	35	3,081	11	0,028	5,9
0,4 kg m ⁻³	1,3947	33	3,031	11	0,028	6,7
0,35 kg m ⁻³	1,3299	32	2,981	11	0,027	7,7

TABELA 5.16 PRODUÇÃO DE CH₄ PELA DQO REMOVIDA E RELAÇÃO S_O/X_O – LODO SÉPTICO HIDROLISADO TEMPERATURA AMBIENTE FASE 3

Fase 3	mL CH ₄ h ⁻¹	mL CH ₄ d ⁻¹	SVT mg L ⁻¹	mL CH ₄ / g STV d	g DQO _{Conv} / g STV d	So/Xo
Esgoto Bruto	1,7169	41	1,201	34	0,086	0,0
Lodo UASB	1,2058	29	4,300	7	0,017	0,0
Lodo UASB + Esgoto	1,6366	39	5,501	7	0,018	0,0
1,0 kg m ⁻³	0,6580	16	6,501	2	0,006	33,3
0,95 kg m ⁻³	0,9680	23	7,501	3	0,008	33,3
0,9 kg m ⁻³	0,9371	22	8,501	3	0,007	50,0
0,85 kg m ⁻³	0,3103	7	9,501	1	0,002	50,0
0,8 kg m ⁻³	1,5494	37	10,501	4	0,009	50,0
0,75 kg m ⁻³	0,6314	15	11,501	1	0,003	50,0
0,7 kg m ⁻³	0,4223	10	12,501	1	0,002	50,0

Obs.: So/Xo – Relação Substrato – esgoto bruto - (So)/biomassa – lodo séptico hidrolisado (Xo)

5.4. ESTRATÉGIAS PARA RECEPÇÃO DE LODO SÉPTICO

Foram estudadas 13 propostas de CRLTS encontradas na literatura. As CRLTS foram classificadas de acordo com as tecnologias sugeridas discutidas pelo(s) autor(es), sendo citados a seguir na Tabela 5.17.

TABELA 5.17 MATRIZ COM O RESUMO DOS FLUXOGRAMAS DAS PROPOSTAS DE CRLTS ESTUDADAS

Proposta	Autor(es)	Gradeamento	Medição de Vazão	Tanque de Equalização	Misturadores	Bombeamento do lodo	Separação de fases	Flotação
(1)	ECOSOL (2006)							
(2)	DALCON (2006)							
(3)	PROENSI (2007)							
(4)	GONÇALVES (2008)							
(5)	CRIPPEN <i>et al.</i> (2009)							
(6)	CAMPOS <i>et al.</i> (2009)							
(7)	CAMPOS <i>et al.</i> (2009)							
(8)	CAMPOS <i>et al.</i> (2009)							
(9)	SAMWAYS <i>et al.</i> (2010)							
(10)	AISSE <i>et al.</i> (2015)							
(11)	AISSE <i>et al.</i> (2015)							
(12)	AISSE <i>et al.</i> (2015)							
(13)	AISSE <i>et al.</i> (2015)							

Foram encomendados pela Companhia de Saneamento do Paraná (SANEPAR) concepções e projetos para o recebimento de lodo de tanques sépticos em suas estações na forma de tanques de equalização, antes mesmo do conceito das CRLTS serem definidas. Três propostas analisadas que foram enviadas à companhia: a de um tanque de equalização projetado pela ECOSOL (2006) para a ETE Cambuí (Campo Largo- PR); outro tanque de equalização para a ETE Contenda (Contenda – PR) realizada pela DALCON (2006) e, por último, um tanque projetado pela PROENSI (2007) para a ETE Norte (Londrina- PR). Todas as ETEs citadas empregam reatores do tipo *Upflow Anaerobic Sludge Blanket* (UASB) para o tratamento de esgotos.

A unidade projetada pela PROENSI constitui-se de um tanque dividido em quatro câmaras para a equalização do lodo precedido de grade para a remoção de sólidos grosseiros, sendo a aplicação do lodo realizada por gravidade, sem a utilização de bombas (Figuras 5.25 e 5.26). Nesse modelo não está prevista a utilização de agitadores mecanizados para promover a equalização do lodo, porém em discussões posteriores, verificou-se que existe a iniciativa em inserir no projeto os agitadores. O modelo proposto pela ECOSOL difere da proposta anterior por ser de câmara única, pelo formato circular e a aplicação do lodo na ETE realizada por bombeamento (Figuras 3.27 e 5.28). A proposta do tanque de equalização projetado pela DALCON (2006) possui concepção similar a da proposta da ECOSOL para a ETE Cambuí.

Gonçalves (2008) aplicou lodo séptico em reator UASB em escala piloto. Os caminhões descarregavam em um reservatório após o sistema de pré-tratamento dotado de gradeamento e medição de vazão aonde eram realizadas as amostragens do lodo. O lodo após pré-tratamento era bombeado em uma só batelada ao reator UASB. O sistema estudado pode ser visualizado na Figura 5.29. Crippen *et al.* (2009) apresentaram um sistema simples de recepção de lodo de tanques sépticos, situado ao lado de um digestor anaeróbio de lodos, inserido em ETE que emprega Filtro Biológico Percolador. Caracteriza-se pelo formato trapezoidal e por ter pequeno volume da câmara de acumulação. A transferência do lodo é realizada por bombeamento, após o mesmo ser gradeado (Figura 5.30).

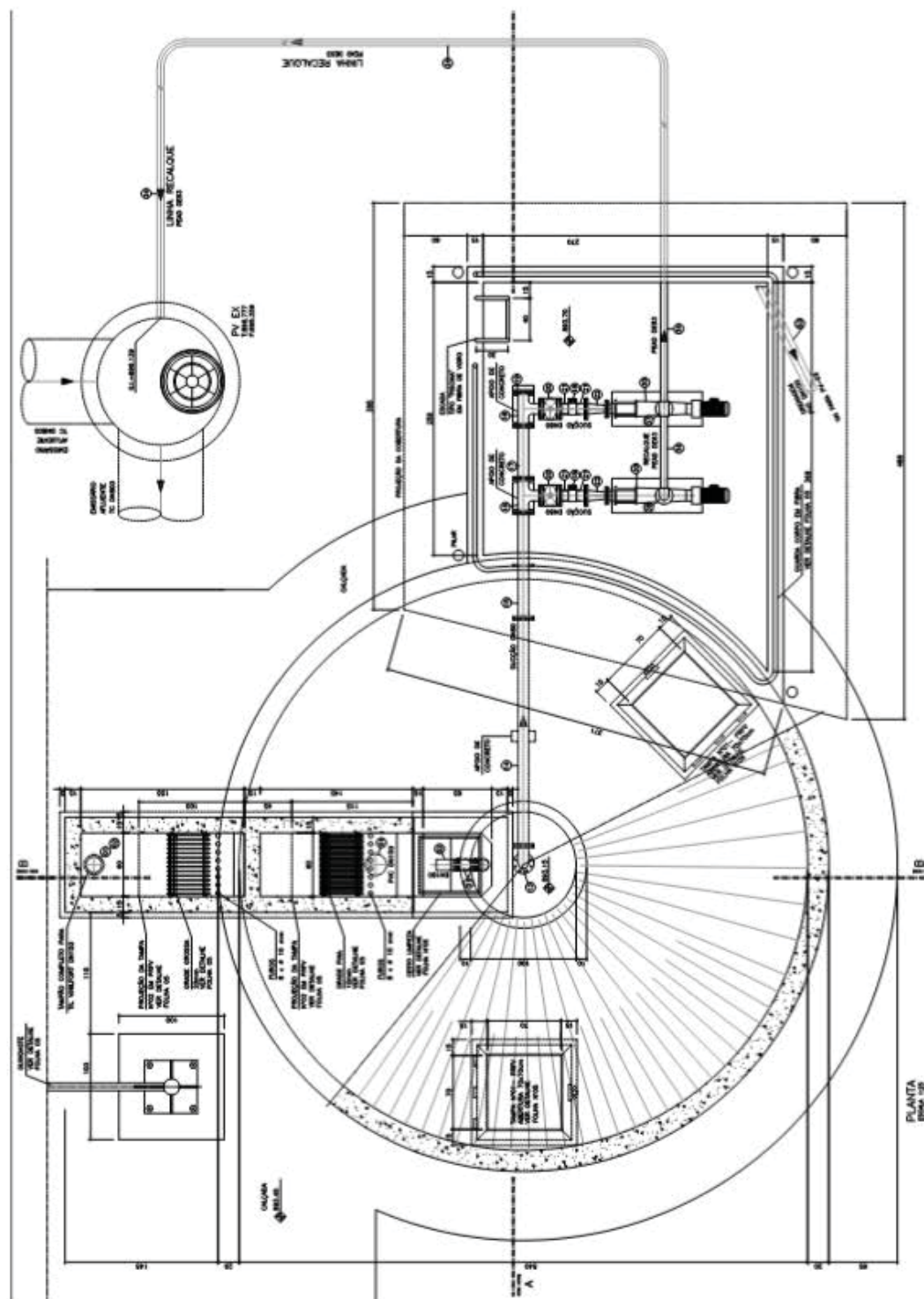


Figura 5.27 Tanque de recepção de lodo de Tanque Séptico ETE Cambuí, Campo Largo, PR – em planta

FONTE: ECOSOL (2006)

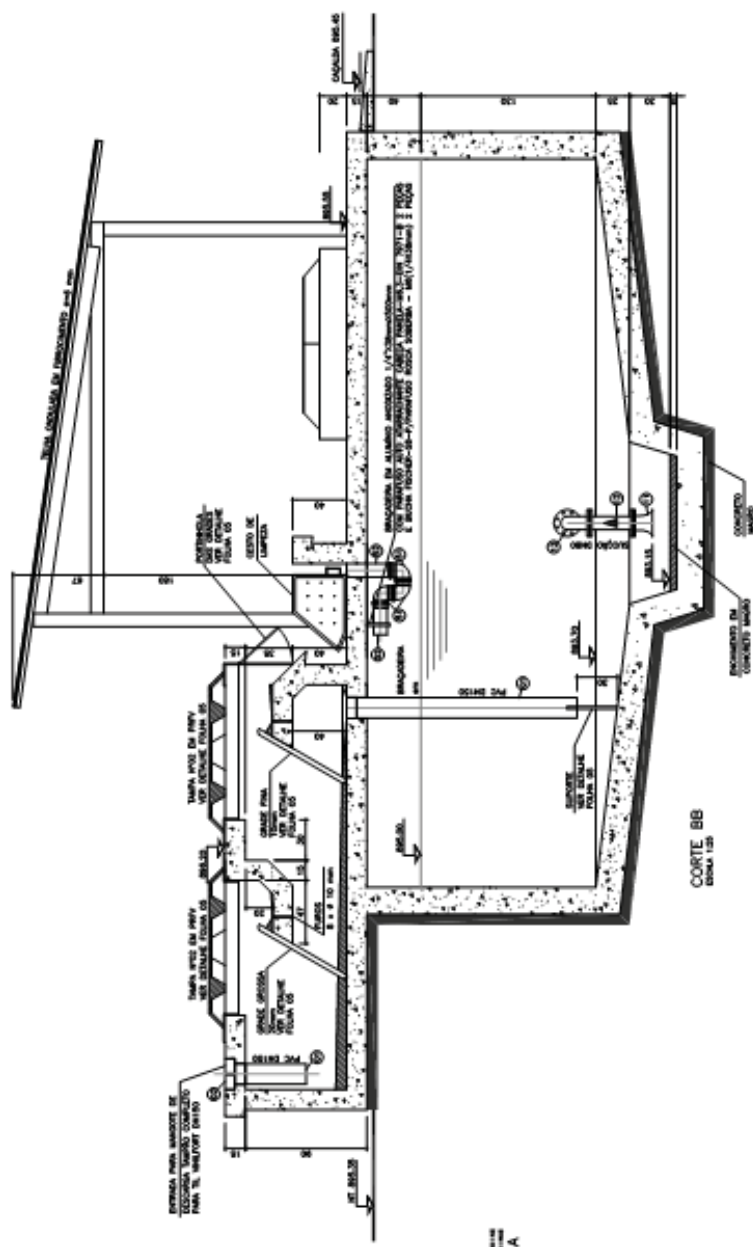


Figura 5.28 Tanque de recepção de lodo de Tanque Séptico ETE Cambuí, Campo Largo, PR – em corte
 FONTE: ECOSOL (2006)

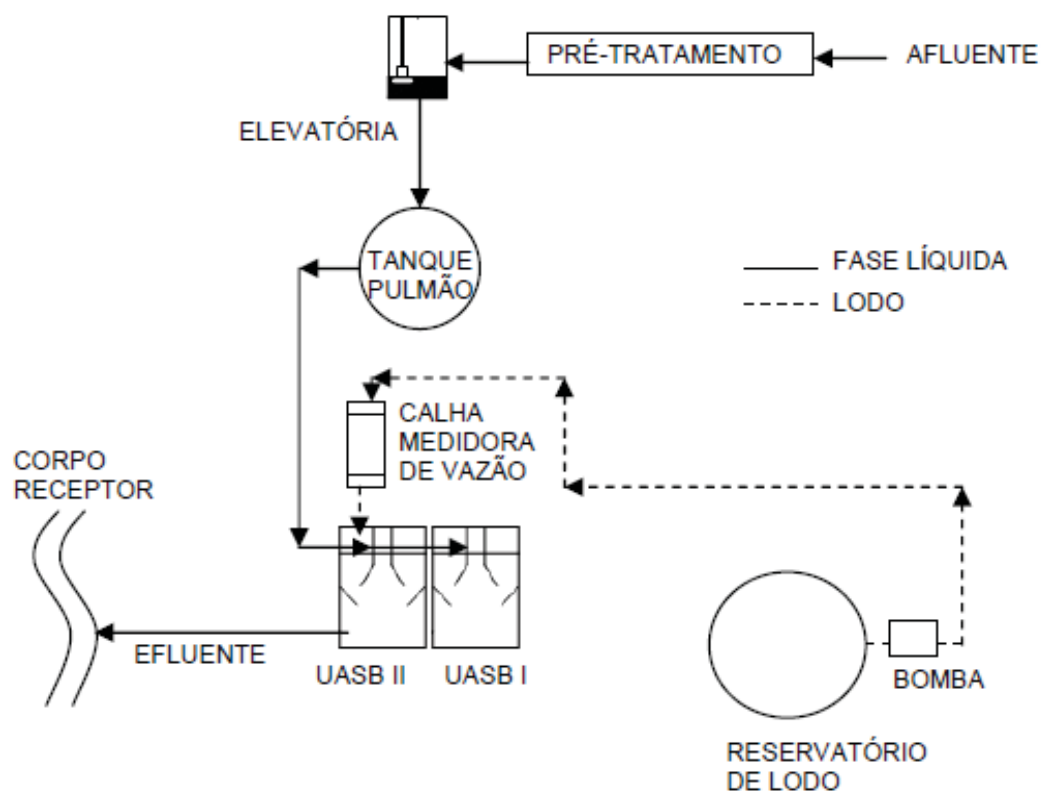
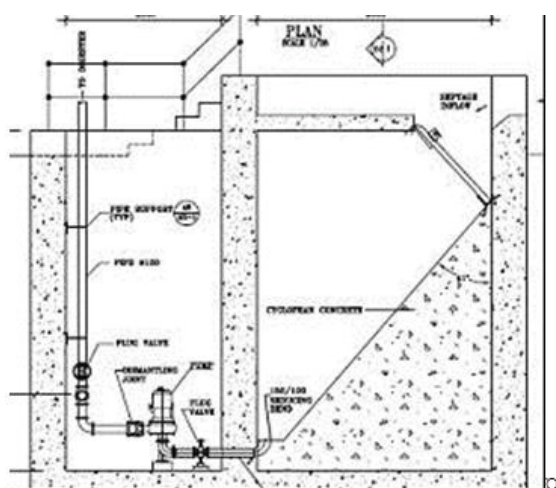


Figura 5.29 Fluxograma da Aplicação de lodo séptico em reatores tipo UASB piloto

FONTE: GONÇALVES (2008)



(a)



(b)

Figura 5.30 Tanque de recepção de lodo de Tanque Séptico, (a) Projeto em corte e (b) descarga de lodo

FONTE: CRIPPEN *et al.* (2009)

Andreoli (2009) coordenou amplo estudo sobre caracterização, recebimento, tratamento e gerenciamento do lodo de tanques sépticos no Brasil. Isso se deveu a uma demanda solicitada às universidades brasileiras, através do Programa de Pesquisa em Saneamento Básico (PROSAB). Nesse estudo inclui-se o trabalho de Campos *et al.* (2009), cuja proposta de CRLTS consiste em um sistema de tratamento preliminar composto por grade e medição de vazão do lodo através de uma Calha Parshall (Figura 5.31), que poderia ser enviado diretamente à uma ETE ou passaria por um outro processo que venha a atenuar os picos de vazão impostos pela descarga do lodo (Figura 5.32). Como alternativa ao atenuador de vazão, a construção de um tanque pulmão poderia ser utilizado para auxiliar a dosagem do lodo nas estações, inclusive, aproveitando-se da possibilidade da inserção do lodo nas estações nos períodos ociosos. Nesse caso, a dosagem de lodo seria realizada principalmente no período noturno em função da diminuição da carga afluenta à estação. O tanque pulmão sugerido pelos autores teria formato retangular, dotado de bombas de recalque e misturador. O tanque pulmão seria confinado, possuindo um exaustor de gases aos quais seriam coletados e tratados, evitando assim, contaminantes atmosféricos (Figura 5.33).

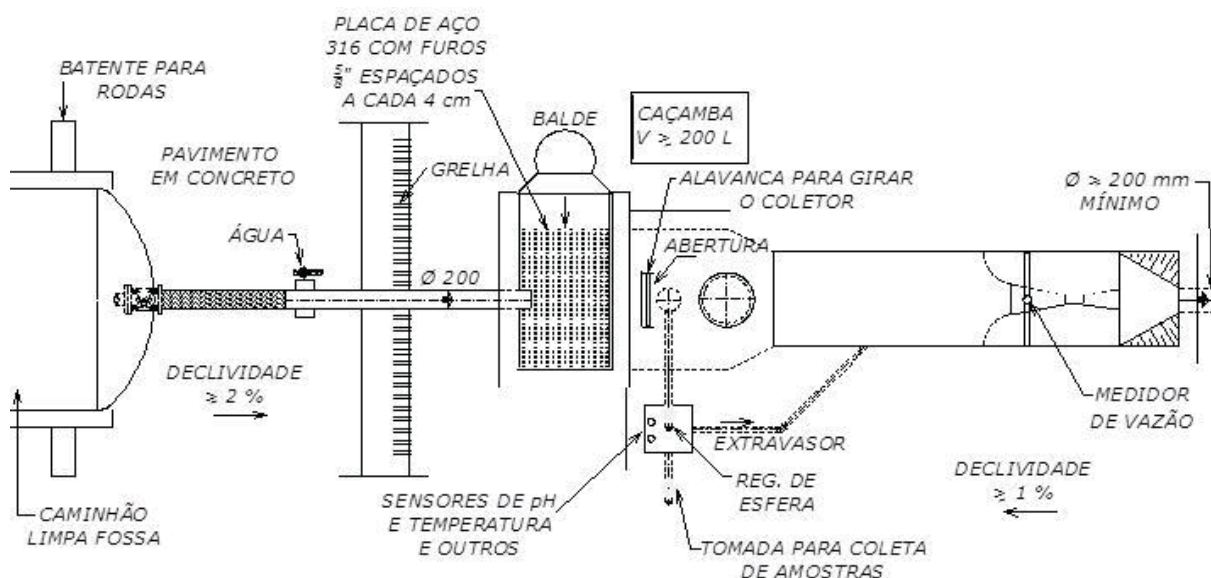


Figura 5.31 Tratamento preliminar e medição de vazão em CRLTS
 FONTE: Adaptado de Campos *et al.* (2009)

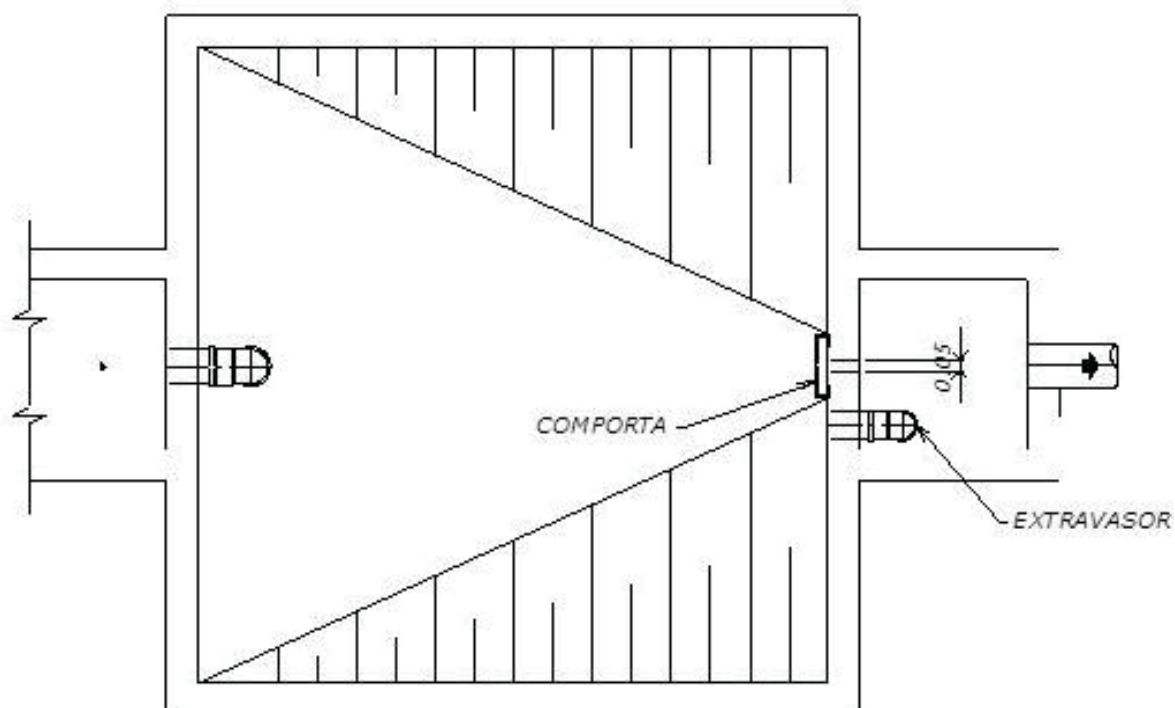


Figura 5.32 Proposta de atenuador de vazão para o recebimento e armazenamento de lodo de Tanques Sépticos, em planta
 FONTE: Adaptado de Campos *et al.* (2009)

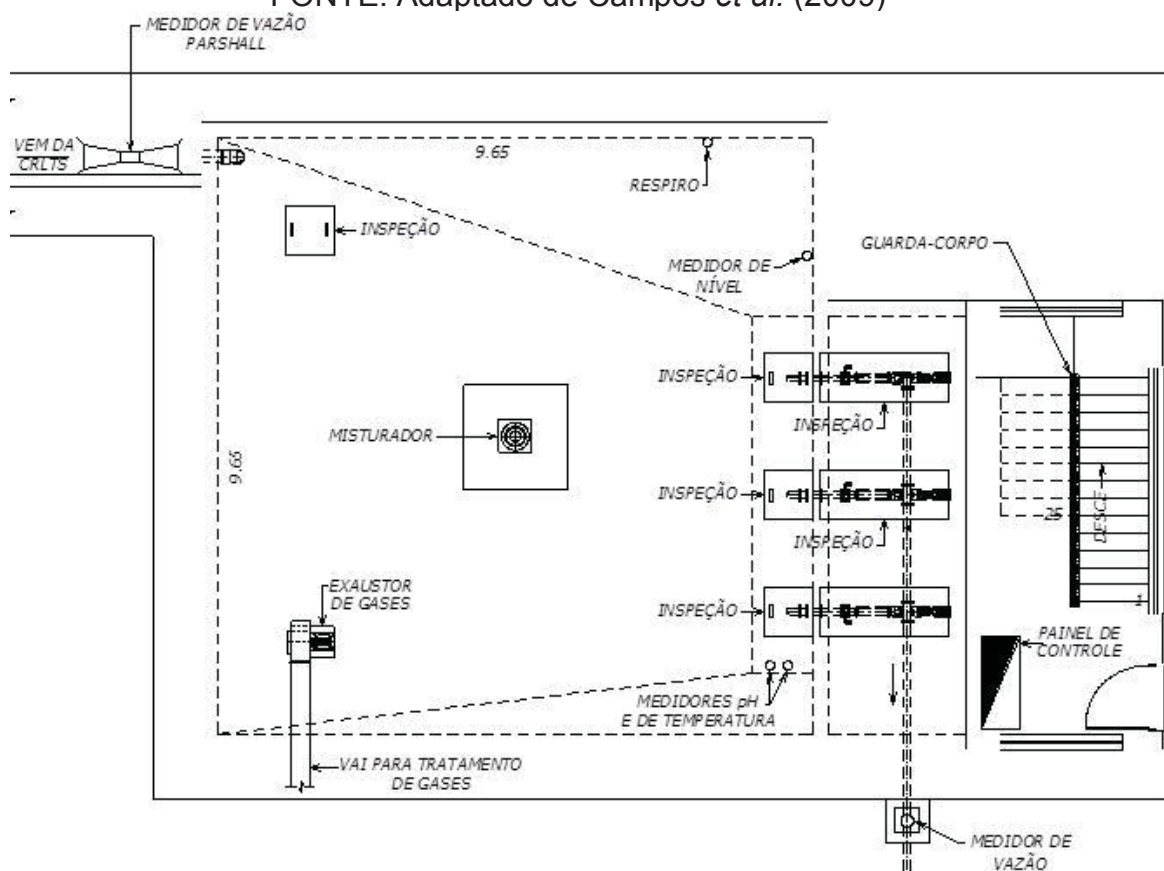


Figura 5.33 Proposta de e tanque pulmão para o recebimento e armazenamento de lodo de Tanques Sépticos, em planta
 FONTE: Adaptado de Campos *et al.* (2009)

Avançando na proposta, Campos *et al.* (2009) indicam a possibilidade em haver um sistema de flotação, de forma a separar a fase líquida e uma fase com maior concentração de sólidos do lodo de tanque séptico. A fase líquida possuiria uma carga menor e poderia ser aplicada diretamente à ETE conjuntamente com o esgoto sanitário. A fase mais concentrada, com uma quantidade maior de sólidos, viabilizaria o tratamento do lodo por meios convencionais, de forma isolada, ou conjuntamente com o lodo gerado pela estação de esgotos. Todas essas propostas foram compiladas como apresentado na Figura 5.34.

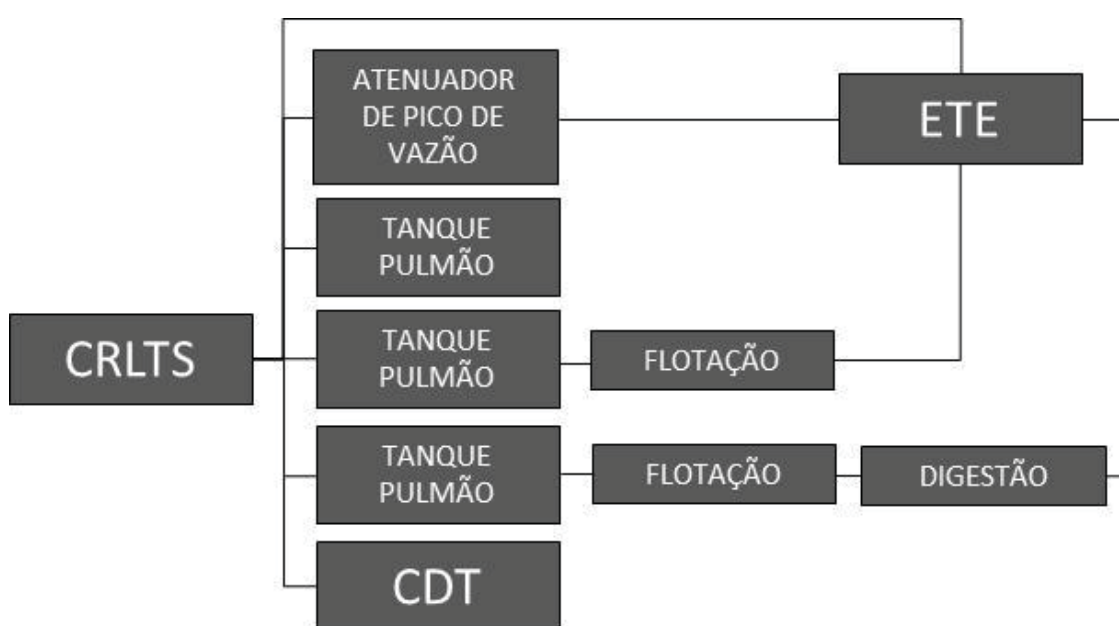


Figura 5.34 Fluxograma de algumas alternativas de componentes de uma CRLTS

FONTE: Adaptado de Campos *et al.* (2009)

Samways *et al.* (2010) avaliaram o desempenho de reatores tipo UASB, em escala piloto, no tratamento do lodo séptico conjuntamente com esgoto sanitário. O estudo foi desenvolvido nas dependências da ETE Belém (Curitiba-PR), da SANEPAR. Durante o trabalho foi desenvolvido o conceito de um tratamento preliminar, na recepção e armazenamento do lodo de tanques sépticos. Nessa proposta, foi construído um canal elevado em concreto, dotado de gradeamento e medição de vazão através de uma Calha Parshall, onde foram realizadas descargas de caminhões limpa-fossa para a alimentação do sistema piloto. A medição da vazão, nesse caso, ocorreu para padronizar as

coletas do lodo dos caminhões de forma a caracterizar o lodo descarregado em amostras proporcionais a vazão, e assim, caracterizar o lodo em sua totalidade.

Na sequência do sistema proposto por Samways *et al.* (2010), foi instalado um sedimentador com o objetivo de separar as fases (líquida e sólida) do lodo. A gordura também seria segregada da fase líquida, que tenderia a flotar à superfície protegendo o experimento de possíveis excessos. O lodo adensado no fundo do sedimentador era encaminhado para um tanque de armazenamento e o material restante composto pela parte sobrenadante, descartado do experimento e encaminhado ao afluente da ETE Belém. Um conjunto moto-bomba realizava a dosagem do lodo nos reatores UASB de forma controlada. O tempo em que o lodo permanecia no sedimentador e no tanque de armazenamento, antes de sua utilização nos reatores, possibilitou um prazo maior para que os resultados das análises físico-químicas fossem realizados. Dessa forma, permitiu verificar se o lodo armazenado teria características de lodo oriundo de tanque séptico, ou se possuía alguma característica que impossibilitasse o seu uso nos reatores anaeróbios, como ocorre com descargas clandestinas de lodo de outras origens. Caso comprovado alguma das duas situações, o lodo era então descartado (Figura 5.35).

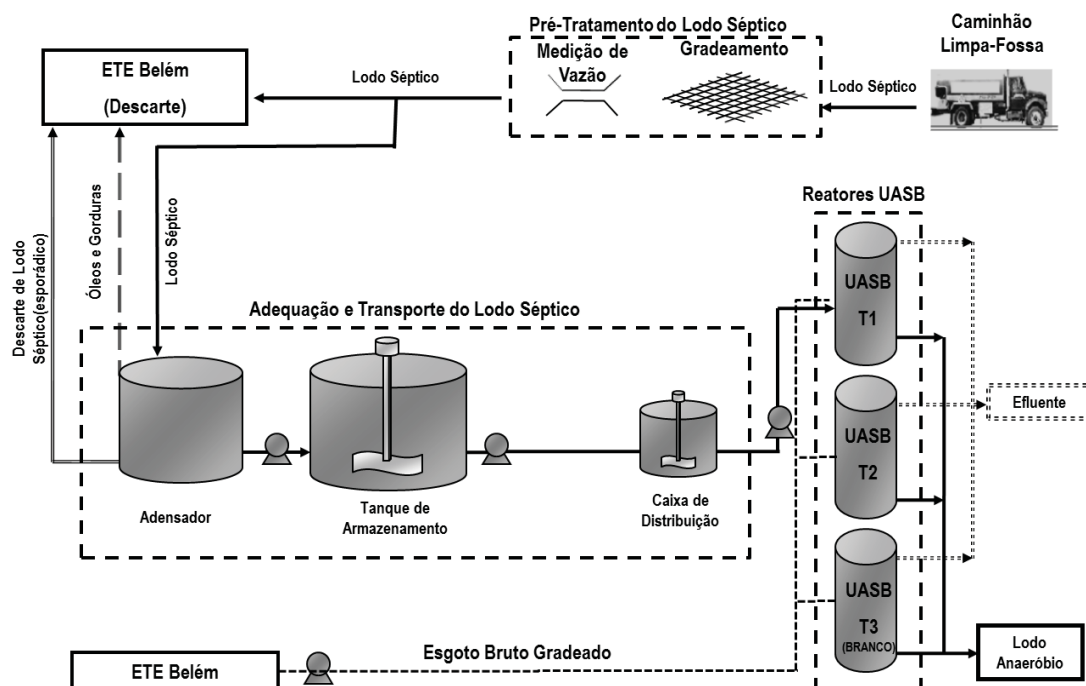


Figura 5.35 Fluxograma da Estação Piloto tratando lodo séptico em reatores UASB

Fonte: SAMWAYS *et al.* (2010)

Souza (2012) desenvolveu uma CRLTS piloto para recebimento das descargas de lodos de tanques sépticos com capacidade para descarga de até dois caminhões de cada vez. Isso foi feito por condição de segurança, para que a estação piloto possa funcionar com folga sobre a menor carga possível, ou seja, de um caminhão por vez. A estação piloto está situada na entrada de Estação de Tratamento de Esgotos de Brasília Asa Sul (ETEB-Sul), por ser o ponto de maior afluxo de caminhões “Limpa-Fossa”. A concepção da estação piloto presumiu a possibilidade da incidência de lodo com um alto teor de gordura proveniente dos caminhões “Limpa-Fossa”.

A unidade de remoção de óleos e gorduras mais utilizada, e mais simples, é comumente chamada de caixa de gordura, a qual recebe normalmente efluente de cozinhas e situa-se na própria instalação predial de esgoto. É comum ocorrer a remoção dos resíduos das caixas de gordura quando da remoção do lodo dos tanques sépticos misturando-os no tanque do caminhão “Limpa-Fossa”, aumentando composição de gordura no lodo. Dessa forma, a estação piloto foi concebida com as seguintes unidades: grade ou peneira estática plana com limpeza mecanizada; sistema de trituração de “torrões” de gorduras, caso necessário; sistema de dosagem de produtos químicos (para separação das gorduras); tanque de equalização, onde também seriam coletas de amostras; tanque de separação de gorduras e de adensamento de lodos, dotado de sistema de aeração com ar comprimido a exemplo do sugerido por Campos *et al.* (2009), para realizar a flotação; sistema mecanizado de remoção de escumas; tanque volumétrico de recepção e equalização da espuma; container para armazenamento das escumas; leitos de secagem das escumas; e instalações para desaguamento de lodo (Souza, 2012). A Figura 3.36 mostra a Estação de Recepção e Condicionamento de Lodos de Fossas Sépticas que funciona atualmente na ETEB-Sul.

Em estudo descrito por Aisse *et al.* (2015) sobre a sedimentação e sedimentação assistida do lodo séptico, foram apresentados duas propostas de CRLTS. Uma para fluxo contínuo e outro para batelada. Ambas as propostas apresentam a grade como pré-tratamento do lodo para remoção de sólidos grosseiros. Para centrais com fluxo contínuo, sugere-se a utilização de tanque de equalização com mistura lenta e em seguida, tanque de sedimentação para a separação das fases. Para centrais em batelada, não se faz necessária a

equalização e o sedimentador é dimensionado para a vazão média diária de lodo.

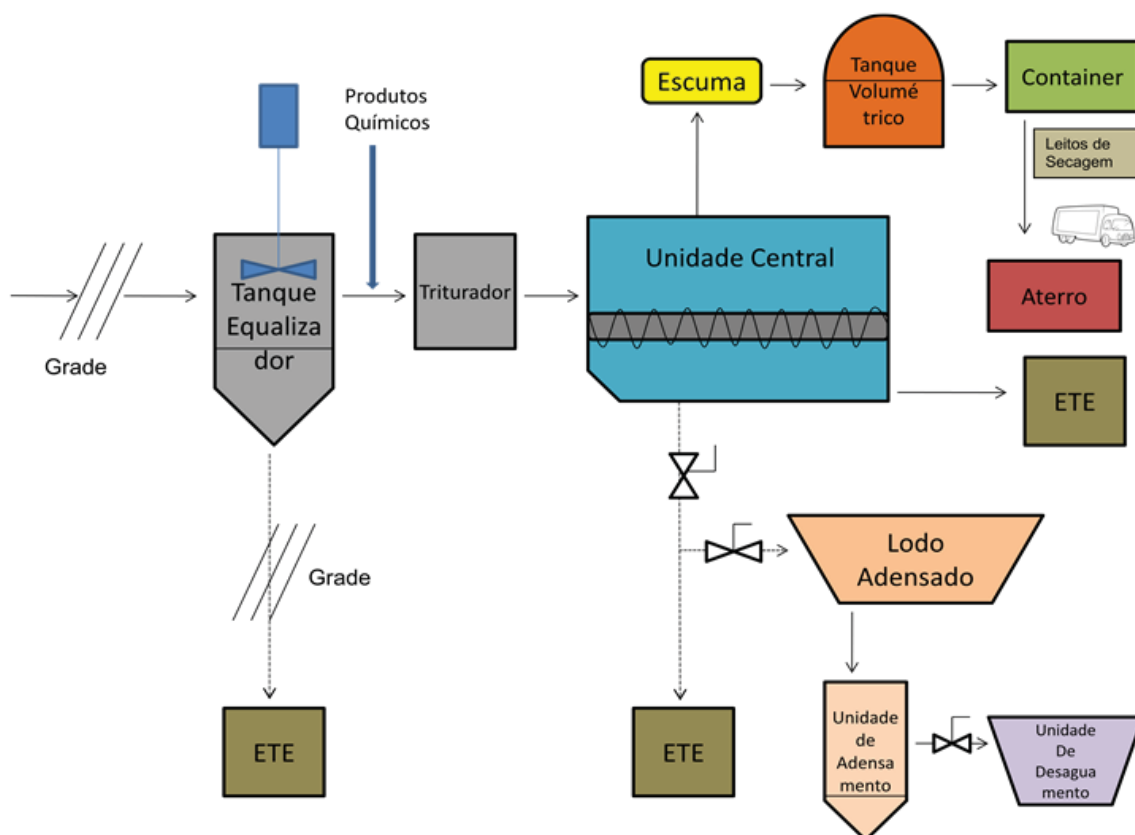


Figura 5.36 Estação Piloto de Recepção e Condicionamento de Lodos de Fossa – Fluxograma da linha para resíduos considerados como Lodos Sépticos
FONTE: Souza (2012)

Nesse processo o sedimentador funcionaria em ciclos, a saber: enchimento; sedimentação; retirada do sobrenadante (escuma e clarificado); e repouso (lodo). Os autores sugerem investigar a estabilidade do lodo sedimentado. Caso o lodo não esteja estabilizado, ou seja a relação de Sólidos Totais Voláteis/Sólidos Totais (STV/ST) acima de 0,65, o lodo seria encaminhado à ETE ou digestor. Do contrário, o lodo seguiria para o processo de desaguamento e higienização convencional. As Figuras 5.37 e 5.38 apresentam o fluxograma das CRLTS propostas.

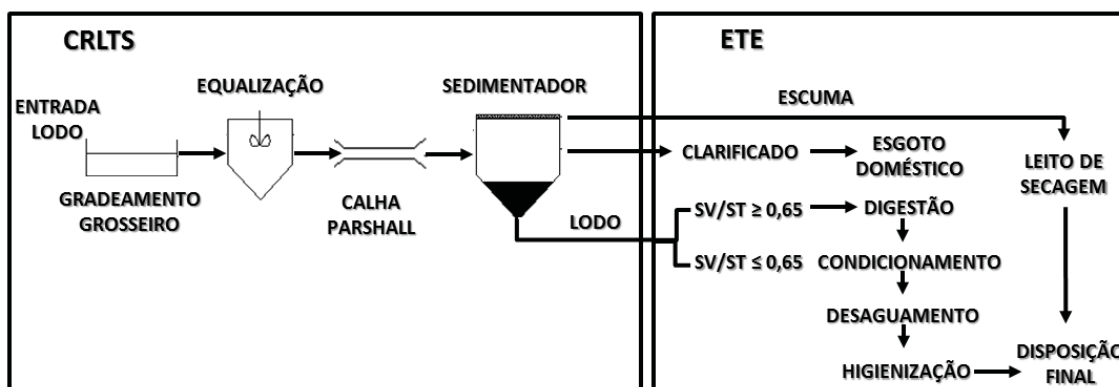


Figura 5.37 Estação. Fluxograma da estrutura de sedimentação do lodo de tanque séptico considerando fluxo contínuo

FONTE: AISSE *et al.* (2015)

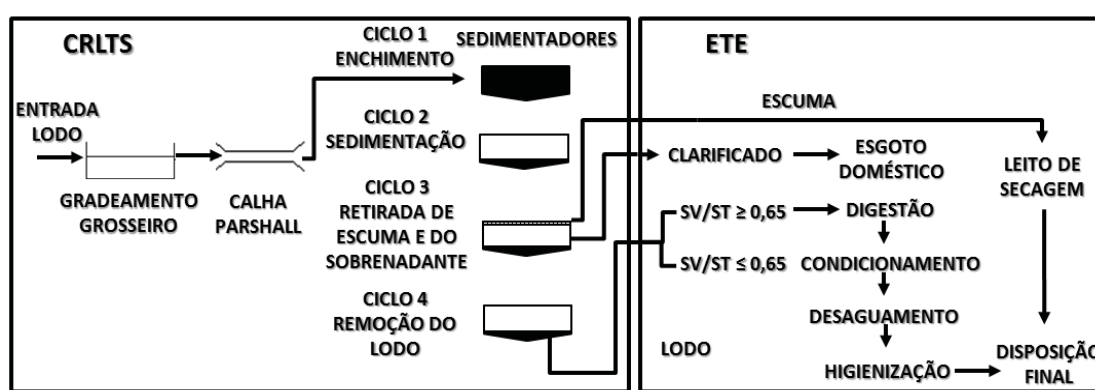


Figura 5.38 Estação Fluxograma da estrutura de sedimentação do lodo de tanque séptico considerando fluxo em batelada

FONTE: AISSE *et al.* (2015)

Foi identificado unanimidade no uso de gradeamento nas CRLTS propostas. Há controvérsias quanto ao uso de medidores de vazão, misturadores mecanizados, necessidade de dosagem de lodo, e separação das fases do lodo séptico por sedimentação ou flotação. O tanque de equalização foi praticamente sugerida por todos os autores a exceção de CAMPOS *et al.* (2009) na proposta (7) e AISSE *et al.* (2015), na proposta (13).

5.4 PERSPECTIVA DE USO DE ETEs PARA CO-PROCESSAMENTO DO LODO SÉPTICO

Quanto a capacidade de recepção de lodo séptico nas ETEs operadas pela SANEPAR no Estado do Paraná, foram identificados 128 municípios que

operam reatores anaeróbios do total de 399 municípios do estado. Dos municípios não computados, 54 municípios não são operados pela SANEPAR, e 217 municípios, ou não possuem sistema de tratamento de esgotos sanitários, ou possuem tratamento com vazão menor do que 1 L s^{-1} , essas descartadas da análise pela baixa vazão.

Todos municípios do Paraná que possuem ETEs e que operam sistemas anaeróbios tipo UASB ou RALF possuem capacidade de recepção de lodo séptico e encontram-se a uma distância máxima de 40 km uma das outras. Os municípios mais propícios a recepção estão: Curitiba ($5.978 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$), Londrina ($2.609 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$), Ponta Grossa ($1.353 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$), Cascavel ($1.246 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$), e Foz do Iguaçu ($1.097 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$), quanto a geração de lodo séptico, as maiores produtoras são: Curitiba ($423 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$), Colombo ($299 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$), São José dos Pinhais ($281 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$), Araucária ($203 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$), Foz do Iguaçu ($201 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$).

As Figuras 5.39 a 5.43 ilustram a capacidade de recepção e a capacidade ociosa (ver item 4.5), passível de ser utilizada para o co-processamento de lodo séptico em reatores anaeróbios com novas ligações de abastecimento de água.

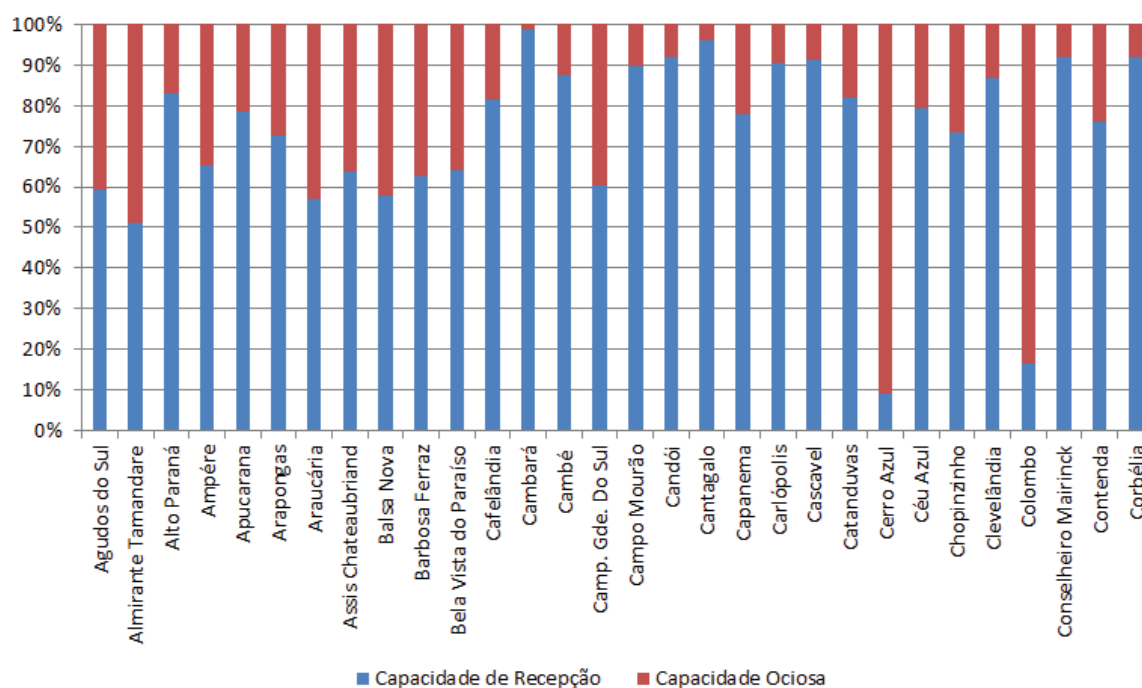


Figura 5.39 – Capacidade de Recepção de Lodo Séptico e Capacidade Ociosa para recepção do lodo séptico em alguns municípios paranaenses (a)

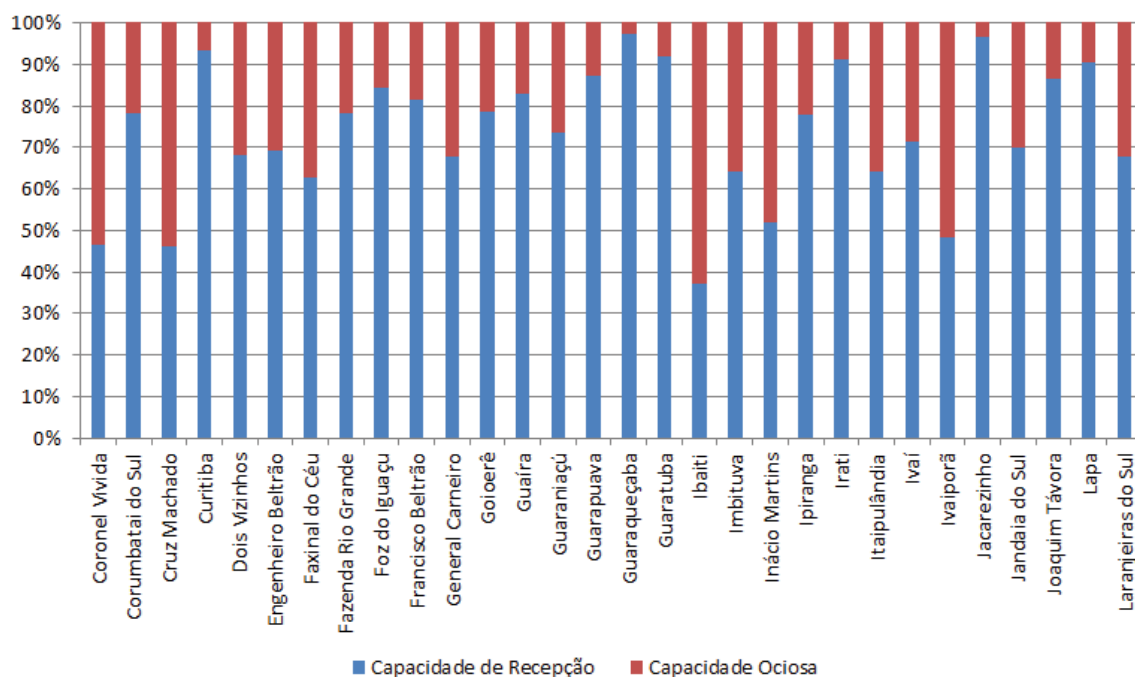


Figura 5.40 – Capacidade de Recepção de Lodo Séptico e Capacidade Ociosa para recepção do lodo séptico em alguns municípios paranaenses (b)

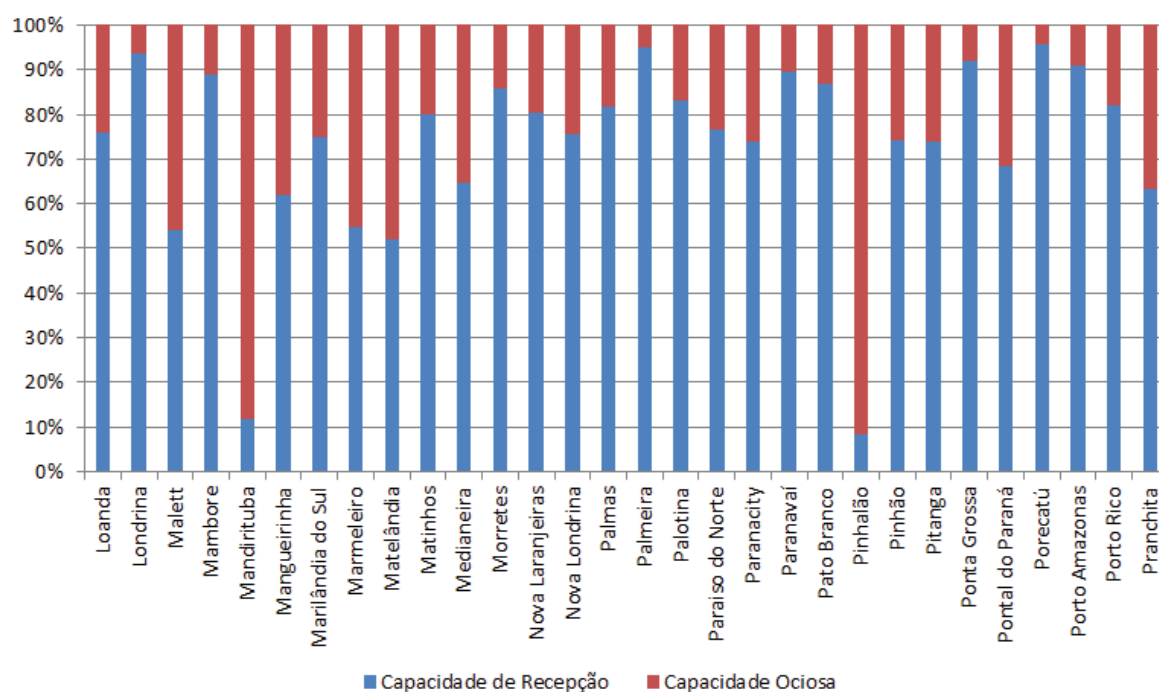


Figura 5.41 – Capacidade de Recepção de Lodo Séptico e Capacidade Ociosa para recepção do lodo séptico em alguns municípios paranaenses (c)

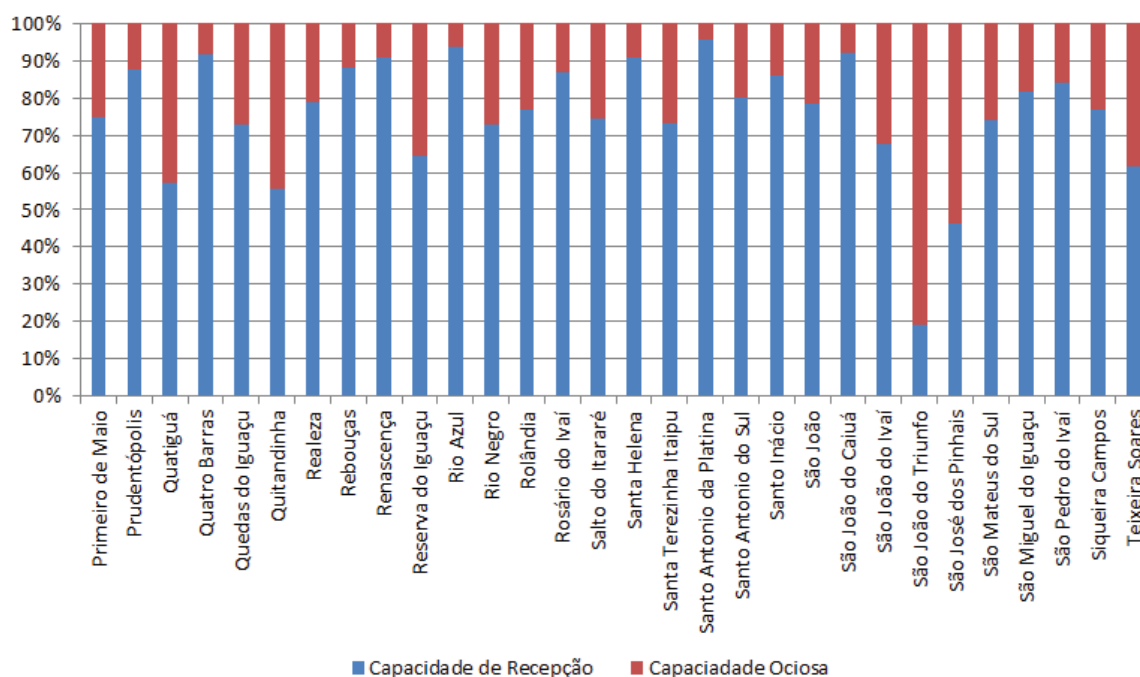


Figura 5.42 – Capacidade de Recepção de Lodo Séptico e Capacidade Ociosa para recepção do lodo séptico em alguns municípios paranaenses (d)

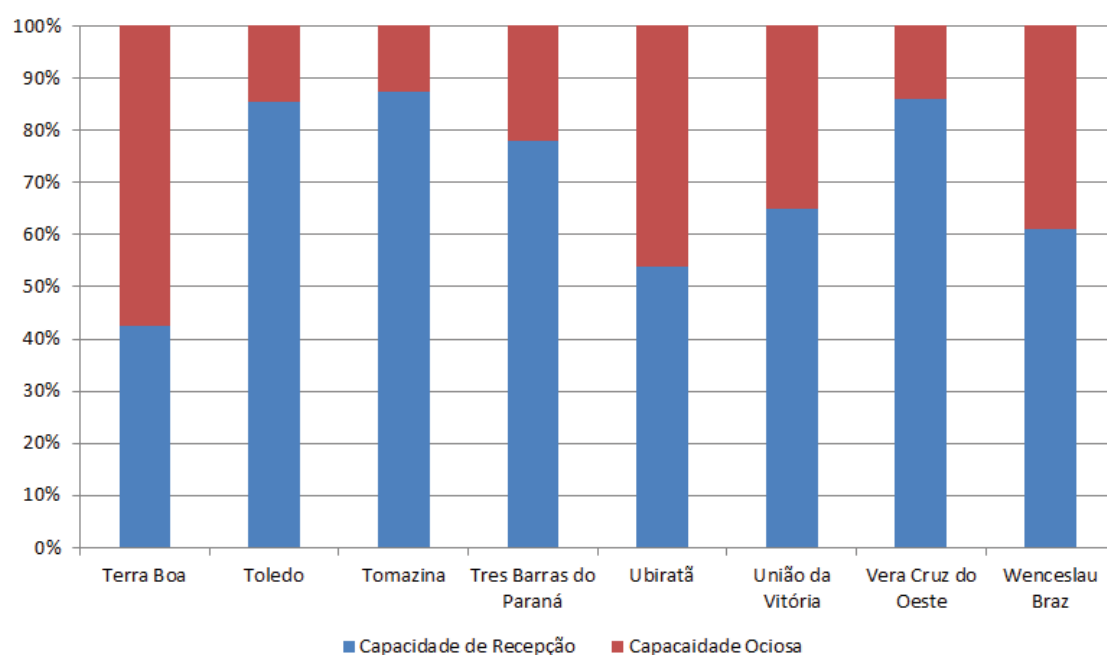


Figura 5.43 – Capacidade de Recepção de Lodo Séptico e Capacidade Ociosa para recepção do lodo séptico em alguns municípios paranaenses (e)

6 DISCUSSÃO DOS RESULTADOS

6.1 HIDROLISE TÉRMICA DO LODO SÉPTICO

O lodo séptico apresentou uma diminuição da Alcalinidade e da Acidez após o processo hidrolítico, observando o comportamento da mediana dos parâmetros analisados. A diminuição da Alcalinidade não foi significativa se analisada a variabilidade da mesma após a hidrólise. Já a Acidez apresentou uma queda significativa na ordem de 30% em relação ao lodo séptico sem pré-tratamento, o que não seria esperado.

Segundo McCarty (1964), Lettinga e Hulshoff (1986) e Batstone *et al.* (2002) a hidrólise térmica permitiria a quebra de substâncias mais complexas como os lipídios, carboidratos e proteínas em açúcares, aminoácidos e peptídeos. Essa diminuição sugere que além da quebra de compostos complexos, a hidrólise térmica também agiria sobre os ácidos voláteis possivelmente presentes no lodo. Essa redução permitiu com que houvesse um aumento na relação alcalinidade/acidez, na ordem de 72%, no processo da hidrólise de lodo séptico, sugerindo uma melhora na adequação do lodo para processos anaeróbios. Borges e Chernicharo (2009) inclusive apresentam um aumento na quantidade de proteínas, lipídios, carboidratos e da DQO do lodo hidrolisado.

Na literatura, incluindo Bougrier *et al.* (2008) e demais autores citados em seu trabalho, não há menção da diminuição da acidez. Os valores variáveis de tempo de aquecimento e das temperaturas utilizadas para a hidrólise do lodo prejudicaram uma comparação entre os dados dos diversos autores citados. A Tabela 6.1 aponta os autores que trabalharam com temperaturas mais próximas a 60 °C e mais próximo de tempo de aquecimento de 1 hora, sumarizando a revisão bibliográfica.

TABELA 6.1 MATRIZ CRÍTICA DOS PRINCIPAIS TRABALHOS DE HIDROLISE TÉRMICA DO LODO CONSULTADOS

Referência	Tempo de Aquecimento	Temperatura (°C)
Bougrier <i>et al.</i> (2008)	A elevação da temperatura se dava entre 25 a 60 minutos e quando atingida permanecia neste patamar por 30 minutos.	90 a 210
Borges e Chernicharo (2009)	tempo de exposição acumulado de 3 a 7 h	25 a 75
Bares <i>et al.</i> (2009), Bares (2010), Bares <i>et al.</i> (2010)	60 minutos	60

Houve um aumento da ordem de 1,5x na DQO. Esse aumento pode ser considerado pela solubilização da parcela de DQO após o processo de hidrólise de acordo com o encontrado por França (2002). Não houve aumento significativo na quantidade de carboidratos, porém houve um aumento na ordem de 195% na quantidade de lipídios e de 87% de proteínas. Todos os valores ficaram aquém do encontrado por Borges e Chernicharo (2009), para tempo e temperatura semelhantes que foi da ordem de 30x, porém os mesmos autores trabalharam com lodo anaeróbio com uma concentração baixa de DQO, na ordem de 200 mg L⁻¹, 200x menor do que foi encontrado no lodo séptico utilizado (Tabela 3.12). Essa observação pode sugerir que há uma melhor solubilização do material orgânico em processos de hidrólise em concentrações mais baixas de DQO.

Em relação aos Sólidos Totais, foi notado um aumento na variabilidade dos dados após o processo hidrolítico, porém os valores da mediana apresentaram-se próximos, indicando que a hidrólise não alterou a quantidade de sólidos presentes no lodo. Esta variabilidade pode estar relacionada a perda de água por evaporação, aumentando assim a concentração de Sólidos Totais. Ao observar os Sólidos Voláteis Totais, foi notado um tênue aumento da concentração e uma grande variabilidade, o que resultou em um aumento proporcional da relação STV/ST, indo de acordo com o encontrado por Bougrier *et al.* (2008).

Apesar dos resultados apresentarem benefícios para uma digestão anaeróbia posterior, o processo hidrolítico estudado está aquém dos benefícios encontrados na literatura para hidrólise térmica. Autores como Bougrier *et al.* (2008) e Borges e Chernicharo (2009) encontraram vantagens maiores para tempo de hidrólise superiores a 3 horas em temperaturas próximas a 60°C, com a ressalva que os autores citados utilizaram lodos com menores concentrações de matéria orgânica.

6.2 DIGESTÃO DO LODO SÉPTICO HIDROLISADO

Quanto a digestão do lodo séptico hidrolisado, a Alcalinidade, na primeira etapa de aplicação (2 kg STV. m⁻³.d⁻¹) permaneceu constante, enquanto que para a segunda etapa de aplicação (4 kg STV. m⁻³.d⁻¹) o lodo hidrolisado aplicado possuía uma alcalinidade 5 vezes maior, sendo consumida na mesma ordem, chegando a patamares semelhantes ao efluente da primeira etapa de aplicação. Inicialmente não

houve consumo de alcalinidade significativo, porém a medida da operação do reator na segunda etapa ocorreu a sua diminuição.

Foi observado um aumento na relação alcalinidade/acidez durante a aplicação do lodo séptico hidrolisado no reator UASB na fase de aplicação de COV de 2 kg STV. $\text{m}^{-3}\text{d}^{-1}$, e uma inalteração na aplicação da carga seguinte de 4 kg STV. $\text{m}^{-3}\text{d}^{-1}$, indicando uma boa estabilidade no processo de digestão ao longo do tempo, (valores superiores a 1 na relação alcalinidade/acidez) de acordo com Noyola *et al.* (2007), inclusive ente a faixa ideal de pH 6,2 a 7,8.

A eficiência na remoção de DQO foi da ordem de 57% para a primeira carga e 43% na segunda carga, ocorrendo uma diminuição da eficiência com o aumento da carga. A eficiência de remoção da DBO na primeira fase foi de 58%, acompanhando o desempenho da DQO. Em contrassenso, a eficiência de remoção de DBO na segunda etapa foi de 87%. Como justificativa a esse aumento cita-se: uma maior estabilidade do sistema de aplicação do lodo, ambientalização do reator ao tipo do substrato, e uma alta alcalinidade inicial, permitindo um maior desempenho. A eficiência na remoção de Sólidos Totais foi de 48% na primeira etapa e de 50% na segunda etapa. Em relação aos Sólidos Voláteis Totais, a eficiência na remoção foi de 79% na primeira etapa e de 64%. Esses dados estão condizentes com a literatura para o tratamento de esgotos domésticos em reatores UASB (CHERNICHARO, *et al.* 1999, FORESTI *et al.* 2006).

Na aplicação do lodo séptico pré-hidrolisado, o intuito original era verificar a ocorrência do colapso do sistema em altas cargas (acidificação do sistema) para uma aplicação do tratamento em duas fases do lodo, o que não ocorreu, pois os valores da relação alcalinidade/acidez permaneceram altos ao longo do experimento, o que indicou ainda a existência de uma fase metanogênica no reator.

Samways (2010) aplicou taxas crescentes de lodo séptico nas carga de 0,22 kg ST $\text{m}^{-3} \text{d}^{-1}$ e 0,15 kg DQO $\text{m}^{-3} \text{d}^{-1}$, carga de 0,45 kg ST $\text{m}^{-3} \text{d}^{-1}$ e 0,40 kg DQO $\text{m}^{-3} \text{d}^{-1}$, e carga de 0,80 kg ST $\text{m}^{-3} \text{d}^{-1}$ e 0,70 kg DQO $\text{m}^{-3} \text{d}^{-1}$ em reatores UASB, em escala piloto operando com vazão de 6000 L d^{-1} (250 L h^{-1}) de esgoto bruto gradeado. A aplicação não gerou interferência na eficiência na remoção de DQO nos reatores.

França (2002) verificou um aumento de 14% na eficiência de remoção da DBO e de 23% na eficiência de remoção de DQO no dia seguinte a aplicação em batelada de lodo de esgoto hidrolisado, porém no dia seguinte a aplicação, a

eficiência na remoção da DBO permaneceu constante, porém houve uma queda de 32% na eficiência de remoção de DQO.

Os valores de eficiência de remoção do experimento, foram condizentes com o encontrado por Samways (2010) e França (2002) porém, sem observar queda na eficiência de remoção da DQO encontrado em França (2002).

6.3 ESTUDO DA DEGRADABILIDADE ANAEROBIA DE LODO SÉPTICO E ESGOTO SANITARIO BRUTO

Os estudos da degradabilidade do lodo séptico em condições anaeróbias apresentaram resultados discordantes quanto ao lodo séptico digerido em temperatura ambiente e mesófila a 35 °C, tanto em produção de CH₄ acumulado quanto na duração da degradação. Enquanto o lodo séptico aplicado em temperatura ambiente com médias de temperatura de 24 °C alcançou a estabilidade em 200 horas, o lodo com temperatura controlada chegou ao mesmo patamar em um tempo próximo a 175 horas, indicando uma velocidade maior na degradação em temperaturas mais altas. Esses dados estão em conformidade ao apresentado por IMHOFF e IMHOFF (1986) e demais autores apresentados na revisão bibliográfica deste trabalho.

A exceção ocorreu nas primeiras fases de ambos os experimentos. Foram notadas discrepâncias entre os valores encontrados de CH₄ acumulado, o que sugeriu vazamentos de gás no experimento, sanado com a troca da vedação dos frascos, que inicialmente era realizado por rolhas de borracha, para rolhas de silicone. Isso possibilitou uma vedação mais apropriada e leituras mais confiáveis.

No experimento realizado a temperatura ambiente, todos os parâmetros de controle, ou seja, esgoto bruto, Lodo de UASB, e Lodo de UASB + esgoto bruto apresentaram valores superiores nas cargas iniciais de aplicação de aplicação de lodo séptico (entre 0,1 e 0,3 kg SVT m⁻³), o que em um primeiro momento sugeriu que o lodo séptico pudesse estar inibindo a degradação anaeróbia. Esse fato não foi comprovado nas fases posteriores, onde valores entre 0,7 e 0,85 kg SVT m⁻³ apresentaram valores da ordem de 400 e 550 mg L⁻¹ de CH₄ acumulado (19 e 14 mL CH₄/ g SVT d respectivamente). Valores superiores a 0,85 kg SVT m⁻³ apresentaram

uma queda de aproximadamente 100 mg L^{-1} de CH_4 acumulado na produção de metano, sugerindo nesse momento, alguma interferência.

Para os estudos realizados em temperatura controlada de 35°C , houve um aumento significativo na produção de metano, inclusive na primeira fase. Valores de aproximadamente 750 mg L^{-1} de CH_4 acumulado ($21 \text{ mL CH}_4/\text{g SVT d}$) foi encontrado na fase 3 do experimento para carga de $0,75 \text{ kg SVT m}^{-3}$, a maior produção entre todas as fases.

O lodo hidrolisado apresentou melhorias em relação ao lodo séptico bruto na ordem de 30%, condizente com o apresentado por Bougrier *et al.* (2008). A produção acumulada de CH_4 alcançou patamares semelhantes ao aplicado em temperatura controlada nas fases 1 e 2. Na fase 3, houve uma queda brusca na temperatura mínima (de 21°C para 15°C), ao final do experimento, o que inibiu a produção de CH_4 no lodo séptico hidrolisado, porém até o momento da queda da temperatura, os valores de produção de CH_4 estavam condizentes com a experimentação a temperatura controlada.

Todos os valores de aumento de produção de CH_4 em % (20% de aumento no lodo hidrolisado para as fases 1 e 2) estão abaixo dos compilados por Bougrier *et al.* (2008) (30% e superiores) para os mesmos tempos de digestão. Os valores mais próximos são justamente os estudos realizados por batelada (STUCKLEY e McCARTY, 1978; GAVALA *et al.*, 2003; JEONSGSIK *et al.*, 2003; FERRER *et al.*, 2008; e LU *et al.*, 2008; a exceção de TANAKA *et al.*, 1997; DOHANYOS *et al.*, 2004; VALO *et al.*, 2004; e BOUGRIER *et al.*, 2006).

6.4 ESTRATÉGIAS PARA RECEPÇÃO DE LODO SÉPTICO

Os estudos das propostas de CRLTS analisadas neste trabalho resultaram em uma proposta de recepção de lodo séptico, consolidada, que é apresentada na Figura 6.1. ao final desta seção. Essa proposta não tem a pretensão de sugerir uma concepção única de uma CRLTS. Cada localidade possui realidades diferentes, ficando livre a alteração no fluxograma de acordo com as necessidades, porém este fluxograma tem a tendência de se adaptar a maioria das situações.

Todas as propostas estudadas concordam que as CRLTS deverão possuir um sistema de pré-tratamento condizente com o do esgoto afluente à ETE e da

qualidade do lodo que se deseja produzir. No caso, uma CRLTS deve possuir sistema de gradeamento ou peneiramento para a retirada de material grosseiro com eficiência igual ou superior a ETE. Quanto a medição de vazão, essa não se faz necessária, pois a quantidade de lodo lançado em central, poderá ser quantificada em relação ao aumento de volume em seu tanque de equalização. É de interesse a existência de uma Calha Parshall caso o sistema proposto possua a adição de produtos químicos, como para a sedimentação quimicamente assistida.

A maioria das propostas sugere que as CRLTS devem possuir tanques de equalização (ou pulmão) para atenuar picos de vazão, equalizar cargas e minimizar efeitos de produtos inibidores ao tratamento nas ETEs. Deve ser levada em consideração a possibilidade das CRLTS possuírem minimamente mais de um tanque de equalização a fim de proteger a ETE caso ocorra algum tipo de lançamento indevido. Dessa forma permitiria com que haja tempo hábil para realizar análises e determinações físico-químicas para verificar se pode haver prejuízo ao tratamento de esgotos na ETE e qual sua dosagem de aplicação.

O uso de misturadores nos tanques foi recomendado na maioria das propostas, permitindo com que ocorra maior homogeneização do lodo, assim como a dosagem do lodo nas ETEs. O lodo dosado poderia permitir com que a estação trabalhe com segurança quanto a carga de SST ou DQO acrescida pelo lodo. A alimentação por bombeamento parece mais adequada do que por gravidade, pois é possível se impor limites para a vazão ou carga, medida como $\text{kg DQO.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$ ou $\text{kg SST.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$.

Nenhuma das propostas contemplaram o tratamento do lodo de tanques sépticos em CDT. A única central construída em escala plena distante de uma ETE (6 km) foi a ETE Piçarrão em Campinas (SP). Sugerindo uma tendência da construção de centrais contíguas a ETEs, contradizendo o sugerido por Campos *et al.* (2009), em ter as CRLTS como “opcionais” nas estações. Geralmente as ETEs possuem sistemas de tratamento do lodo gerado em seus processos (desaguamento e higienização), tornando mais barato os custos de implantação centrais e descartando a necessidade de CDT, ou pelo menos de parte dela. Outro fator favorável à inserção das centrais em ETEs é do aproveitamento da infraestrutura existente como laboratórios, vestiários, banheiros e demais infraestruturas.

É recomendado que ocorra a separação das fases do lodo séptico (líquido, sólido e espuma) para encaminhamento ao tratamento adequado. O líquido poderá ser incorporado diretamente ao esgoto bruto, o lodo dosado na ETE ou encaminhado para desaguamento, quando o caso, e a espuma removida. Dessa forma um sedimentador apresenta-se como o processo adequado para este fim. Caso a estação possua mais de um tanque de equalização, o mesmo poderá ser dimensionado para trabalhar de forma intermitente, ora equalizando, ora sedimentando o lodo. Quanto a flotação, a sugestão do seu uso fica a critério da quantidade de gordura existente no lodo.

Com as recomendações apresentadas acima, segue a Figura 6.1 com concepção proposta para CRLTS que venha a se adequar a maioria das situações de recebimento e dosagem de lodo séptico em ETEs.

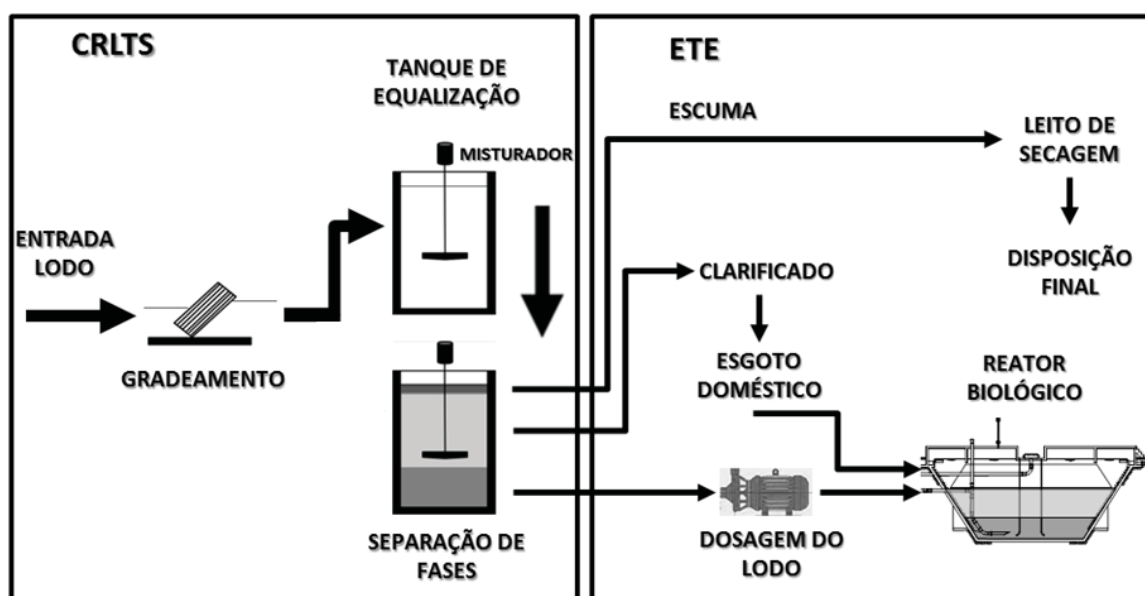


Figura 6.1. – Concepção de Central de Recebimento de Lodo de Tanque Séptico (CRLTS) em Estações de Tratamento de Esgotos

É importante ressaltar que a aplicação em ETEs com lodo pré-tratado termicamente não está consolidada para aplicação na prática, portanto, não foi cogitada a ser incluída na concepção da CRLTS proposta. Também não se descarta a sua aplicação, tendo em vista uma tendência de melhor degradabilidade do lodo séptico e sua higienização.

6.5 PERSPECTIVA DE USO DE ETEs PARA CO-PROCESSAMENTO DO LODO SÉPTICO

A recepção de lodo séptico nas ETEs operadas pela SANEPAR no Estado do Paraná, verificadas nesse estudo, não possuem limitações quanto ao volume e carga de aplicação do lodo séptico, contanto que sejam observadas as capacidades diárias dos reatores. Caso a necessidade de seleção de investimentos para CRLTS, a seleção de municípios poderá ocorrer em situações onde ocorra uma capacidade de recepção de lodo séptico superior a 90% nas estações. Citam-se as cidades Cambará, Jacarezinho, Londrina e Palmeira como exemplo. Mesmo assim nem todas as estações devem contar com CRLTS. A localização das centrais deve ser concebida em razão da demanda de caminhões em uma determinada área. Locais que possuam rede de coleta tendem a possuir uma menor demanda em comparação as regiões que ainda não a possuem. Cada companhia poderia realizar levantamentos junto aos operadores dos serviços de caminhões limpa-fossa e estudar conjuntamente com os interessados quais estações receberiam o lodo e sobre quais condições. Como exemplo, a SANEPAR possui no Estado do Paraná uma ETE a cada 40 km, podendo ser selecionadas para o recebimento do lodo.

Notadamente a capital paranaense possui tanto a maior capacidade de recepção de lodo séptico quanto a de geração de lodo séptico. Se incluir os municípios da região metropolitana, ainda sim haveria possibilidade de tratar a totalidade do lodo gerado, apesar da capacidade ociosa ser de apenas 7%. Isso ocorre em razão da quantidade expressivas de ETEs que trabalham com o sistema anaeróbio na capital, inclusive por contar com a ETE Atuba Sul que possui uma vazão de 1.120 L s^{-1} . Todos os demais municípios possuem capacidade ociosa para a recepção de lodo séptico sendo elegíveis para essa finalidade. Essa perspectiva é aplicável para a aplicação de $0,71 \text{ kg DQO m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ em reatores UASB sugerido por Campos *et al.* (2009), Samways (2010) e Samways *et al.* (2010).

Outro fator que deverá ser levado em consideração quanto à localização das CRLTS é o porte das estações. ETEs de pequeno porte que podem ser afetadas negativamente na qualidade do tratamento de esgoto em relação a de maior porte, principalmente, quando o lançamento do lodo não é controlado. Assim, instalações

de CRLTS devem dar preferencia às estações de maior porte (acima de 50 L s^{-1}), quando possível.

Como proposta para definir diretrizes e políticas públicas para atingir a universalização do saneamento (PLANSAB, 2015), está a de inclusão da gestão, instalação e operação de tanques sépticos pelas companhias de saneamento. Ao mesmo tempo em que haveria um aumento da receita pela cobrança pelo serviço, haveria a promoção do tratamento de esgoto sanitário e a destinação adequada do lodo séptico.

Construir e operar tanques sépticos de forma individual, ou seja, para cada economia, ou de forma coletiva com a possibilidade da integração posterior em redes de coleta, abriria uma nova possibilidade de negócio para as companhias de saneamento. Para isso, a concessionária faria um cadastro das economias a serem atendidas, dando prioridade a locais mais adensados, confeccionaria um projeto padronizado de tanques sépticos, dotado de manuais técnicos, e promoveria um credenciamento das empresas terceirizadas para a construção e instalação dos tanques. Uma possibilidade é de a própria prefeitura municipal assumir o papel da construção dos tanques sépticos, para tanto as prefeituras municipais devem estar de acordo com a proposta e a adesão dos usuários deverá ser alta, a fim de minimizar os impactos financeiros de investimentos por parte da companhia de saneamento.

7 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

Este trabalho investigou a pré-hidrólise térmica do lodo séptico aquecendo o lodo por 1 hora, a 60°C. Obteve resultados positivos, porém inferiores aos encontrados na literatura na hidrólise de outros tipos de matéria orgânica. Houve o aumento de 50% da DQO inicial após hidrólise térmica, indicando uma disponibilidade maior de matéria orgânica a ser degradada, e um aumento na relação alcalinidade/acidez na ordem de 72%, proporcionando auxílio na estabilidade da digestão anaeróbia.

Foi observado nos ensaios de digestão do lodo séptico, em reatores de bancada, uma eficiência de remoção de DQO da ordem de 57%, para COV de 2 kg STV $\text{m}^{-3}\text{d}^{-1}$, e de 43% para COV de 4 kg STV. $\text{m}^{-3}\text{d}^{-1}$, mantendo-se o pH na faixa de pH 6,2 a 7,8 e boa estabilidade do sistema. A eficiência de remoção da DBO, para COV de 2 kg STV $\text{m}^{-3}\text{d}^{-1}$, foi de 58%, acompanhando o desempenho da DQO. Em contrassenso, a eficiência de remoção de DBO, para COV de 4 kg STV. $\text{m}^{-3}\text{d}^{-1}$, resultou 87%. Em relação aos SVT, a eficiência na remoção foi de 79%, para COV de 2 kg STV $\text{m}^{-3}\text{d}^{-1}$, e de 64% para COV de 4 kg STV. $\text{m}^{-3}\text{d}^{-1}$. Esses dados apontam a possibilidade de melhorias para a digestão anaeróbia desse tipo de lodo após hidrólise térmica.

Não foi possível, com as taxas de aplicação volumétricas utilizadas, acidificar um primeiro reator a fim de buscar limite, e as vantagens, do tratamento em duas fases.

Os estudos da degradabilidade do lodo séptico e esgoto sanitário, em condições anaeróbias, em temperatura ambiente, para cargas de 0,7 e 0,85 kg SVT m^{-3} , apresentaram valores da ordem de 400 e 550 mg L^{-1} de CH_4 acumulado (19 e 14 $\text{mL CH}_4/\text{g SVT d}$ respectivamente). Para os estudos realizados em temperatura controlada, de 35 °C, houve um aumento significativo na produção de metano. Valores de aproximadamente 750 mg L^{-1} de CH_4 acumulado (21 $\text{mL CH}_4/\text{g SVT d}$) foram encontrados para carga de 0,75 kg SVT m^{-3} . O lodo hidrolisado apresentou melhorias, na degradabilidade, em relação ao lodo séptico bruto na ordem de 30%. A produção acumulada de CH_4 alcançou patamares semelhantes ao aplicado em temperatura controlada.

Foram definidas as estratégias para possibilitar o co-processamento do lodo séptico, com esgoto sanitário bruto, em ETEs que operam reatores

anaeróbios, sobretudo do tipo UASB. Para a recepção, pré-tratamento e aplicação de lodo séptico em ETEs, de modo a minimizar os seus impactos, é recomendado o uso de pré-tratamento com gradeamento, seguido de tanque de equalização para funcionamento em batelada, para que ocorra a separação das fases do lodo séptico. Posteriormente cada fase deve ser enviada para o tratamento complementar, sendo a espuma retirada e enviada a leito de secagem, o líquido clarificado aplicado diretamente à vazão afluyente de esgotos na ETE e o lodo séptico sedimentado, dosado diretamente ao reator.

A recepção de lodo séptico nas ETEs operadas pela SANEPAR, no Estado do Paraná, verificadas neste estudo, não possuem limitações quanto ao volume e carga de aplicação do lodo séptico, contanto que sejam observadas as capacidades diárias dos reatores, sendo todas aptas em receber o lodo para cargas adicionais de até $0,71 \text{ kgDQO.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$.

Esta pesquisa verificou a hipótese inicial proposta e concluiu-se que é possível co-processar o lodo séptico com esgoto sanitário, em ETEs que utilizam reatores UASB, desde que os critérios de recebimento, pré-tratamento e operação sejam definidos. Ao mesmo tempo também concluiu-se que existe uma melhora nos processos de co-processamento após a hidrólise térmica do lodo séptico em etapa antecessora a da aplicação em digestores, pois permitiu disponibilidade de maior quantidade de matéria orgânica a ser degradada, confirmando então, a segunda hipótese.

Como recomendação para futuros trabalhos, sugere-se um período maior de aquecimento do lodo do que o utilizado neste trabalho para uma mesma temperatura, caso seja o intuito de melhorar os processos de hidrólise. O tempo e temperatura aplicado (1 hora a 60°C) já são suficientes para a higienização do lodo segundo a literatura consultada.

Sugere-se também como recomendação, investigar a capacidade de ampliação do tratamento individualizado por tanques sépticos no Paraná, para as economias atendidas por sistema de abastecimento de água, porém sem contar com a rede de coleta de esgotos. A reunião dessas informações auxiliará nas estratégias futuras no que consta a coleta, tratamento e destinação final do lodo séptico.

Outras recomendações para futuros trabalhos também podem ser levadas em consideração:

- Deve ser providenciada uma melhoria no sistema de captação de biogás, no reator UASB, em escala plena, para um maior aproveitamento do potencial produtivo na digestão térmica do lodo;
- O estudo da aplicação de cargas volumétricas de lodo superiores a 4 kg STV. $\text{m}^{-3}\text{d}^{-1}$, a fim de acidificar o sistema, procurando viabilizar o tratamento em duas fases e permitir utilizar suas vantagens;
- Que sejam avaliados os tipos de proteínas existentes e se ocorreu a hidrólise das mesmas, de estruturas maiores em estruturas menores, como aminoácidos, no lodo séptico;
- Realização de microscopias para melhor visualização sobre o tamanho das partículas e grânulos de lodo, de que forma estariam presentes, principalmente após o aquecimento;
- Temperaturas superiores a 60°C e tempo de exposição superior a 1 hora também poderão ser testadas, associados a investigação da higienização do lodo;
- A aplicação do lodo séptico hidrolisado no reator UASB, em escala plena, e o monitoramento da produção do metano.

REFERÊNCIAS

ABNT, Associação Brasileira de Normas Técnicas - Norma Brasileira NBR 12.209 – **Elaboração de Projetos Hidráulico-Sanitários de Estações de Tratamento de Esgoto Sanitário**, Texto Revisado – Setembro/2009.

ABNT, Associação Brasileira de Normas Técnicas. NBR 7229 – **Projeto, construção e operação de sistemas de tanques sépticos**. Rio de Janeiro: ABNT, 1993.

ABNT, Associação Brasileira de Normas Técnicas. NBR 9649 - **Projetos de redes coletoras de esgoto sanitário**. Rio de Janeiro: ABNT, 1986.

AISSE, M. M., **Sistemas econômicos de tratamento de esgotos sanitários**. Rio de Janeiro: ABES, 2000. p. 191.

AISSE, M. M.; JURGENSEN, D.; LOBATO, M. B.; SOBRINHO, P. A., Avaliação do sistema reator RALF e flotação por ar dissolvido, no tratamento de esgoto sanitário. In: 21º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. **Anais**. João Pessoa: ABES, , 2001a. p. 1-8.

AISSE, M. M.; LOBATO M., B.; BONA, A.; GARBOSSA, L. H. P.; JURGENSEN, D.; SOBRINHO, P. A., Avaliação do sistema reator UASB e filtro biológico para o tratamento de esgoto sanitário. In: 21º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. **Anais**. João Pessoa: ABES, 2001b. p. 1-8.

AISSE, M.M.; CARVALHO, E.H.; SOUZA, M.A.A.; SAMWAYS, G.; PEIXOTO, A.V.; MARIA, F. S.; OLIVEIRA, HADDAD, K. B., Co-disposição de lodo de fossas e tanques sépticos em estação de tratamento de esgotos. In: CARVALHO, E. H.; ANDREOLI C.V. (org.) **Lodo de Fossa e Tanque Séptico: Orientações para definição de alternativas de gestão e destinação**. Curitiba: ABES, 2015.

AIYUK, S.; FORREZ, I.; LIEVEN, D.K.; VAN HAANDEL; A.; VERSTRAETE, W.; *Anaerobic and complementary treatment of domestic sewage in regions with hot climates - A review*. **Bioresource Technology** v.97 n.17, 2006. P. 2225-2241.

ALEM SOBRINHO, P.; TSUTIYA, M. T., **Coleta e transporte de esgoto sanitário**. 2ª. ed. São Paulo: Departamento de engenharia hidráulica e sanitária, Universidade de São Paulo 2000. 547p.

ALVAREZ, J.A.; ARMSTRONG, E.; GOMEZ, M.; SOTO, M.; *Anaerobic treatment of low-strength municipal wastewater by a two stage pilot plant under psychrophilic conditions*. **Bioresource Technology** v.99 n.15, 2008 p.7051-7062.

AMARAL, M. C. S.; FERREIRA, C. F. A.; LANGE, L. C.; AQUINO, S. F., Avaliação da Biodegradabilidade anaeróbia de lixiviados de aterro sanitário. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**. v13, n1. jan/mar, 2008. p. 38-45.

ANA. Agência Nacional das Águas. **Atlas Brasil de abastecimento urbano de água: panorama nacional**, Volume 1. Brasília: Engecorps/Cobrape, 2010. Disponível em:< <http://atlas.ana.gov.br/Atlas/downloads/atlas/Resumo%20Executivo/Atlas%20Brasil%20-%20Volume%201%20-%20Panorama%20Nacional.pdf> >. Acessado em: abril 2014.

ANDREOLI, C. V.; VON SPERLING, M.; FERNANDES, F. **Lodo de esgotos: tratamento e disposição final**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG; Companhia de Saneamento do Paraná, 2014. p. 123-157.

ANDREOLI, C.V.(coord.). **Lodo de fossa e tanque séptico: caracterização, tecnologias de tratamento, gerenciamento e destino final**. Rio de Janeiro, ABES, 2009. p.181-281.

APHA; AWWA; WPC – *American Public Health Association, American Water Works Association and Water Pollution Control*. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 20 th. ed., 2012.

AQUINO, S. F.; CHERNICHARO, C. A.; FORESTI, E.; SANTOS, M. L. F.; MONTEGGIA, L. O., Metodologias para determinação da atividade metanogênica específica (AME) em lodos anaeróbios. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.12, n.2, Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, Rio de Janeiro: abr./jun. 2007. p.192-201.

AQUINO, S.F.; CHERNICHARO, C.A. L., Acúmulo de ácidos graxos voláteis (AGV) em reatores anaeróbios sob estresse: causas e estratégias de controle. **Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental**. 10, 2005. p. 152-161.

ARAUJO, R. O Sistema de Esgoto Sanitário. In: NUVOLARI, A. (coord.); Faculdade de Tecnologia de São Paulo. Fundação de apoio à tecnologia; Centro Paula Souza. Esgoto Sanitário: **Coleta, Transporte, Tratamento e Reúso Agrícola**, Capítulo 3. São Paulo:Edgard Blucher, 2003. 520 p.

ARCEIVALA, S.J. *Principles of Reactor Design*. In: **Wastewater treatment and disposal – engineering and ecology in pollution control**. 1.ed. Marcel Dekker, 1981. p. 561-600.

ARCEIVALA, S.J., **Experiences with UASB for sewage treatment in India**. J IAEM v. 22, 1995, p. 90–94.

AZEVEDO NETTO, J. M. **Tecnologias innovadoras y de bajo costo utilizados em los sistemas de alcantarillado**. Washigton, D.C.: [s.n.], jul.1992. p. 41-51.

BARÉS, M. E. **Digestão e higienização de lodo de estação de tratamento de esgotos através de processos bifásicos com pré-tratamento térmico**. 133 f. Dissertação (Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental) - Departamento de Hidráulica e Saneamento, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2010.

BARÉS, M. E.; BRAGA S. M.; AISSE M. M.; NOYOLA, A.; BRAGA M. C. B., Determinação da melhor relação tempo *versus* temperatura para a eliminação de ovos de helmintos e coliformes termotolerantes em reator termohidrolisador. In: XXV Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Recife, Brasil. **Anais**. 2009.

BARÉS, M. E.; BRAGA, S. M.; AISSE, M. M.; NOYOLA, A.; BRAGA, M. C. B., Avaliação da higienização térmica de lodo de estação de tratamento de esgoto In: XXXII Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, 2010, Punta Cana, Rep. Dominicana. **Anais**. Punta Cana, Rep. Dominicana: AIDIS, 2010.

BARROS, R. T. V. **Manual de saneamento e proteção ambiental para os municípios**. Belo Horizonte: EEUFMG, 1995.

BASSO, J. **Digestão de lodo de estação de tratamento de esgoto por processo bifásico com pré-tratamento térmico: estudo de caso de lodo de tanque séptico**. Relatório de IC. Departamento de Hidráulica e Saneamento, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2013.

BATSTONE, D.J.; KELLER, J.; ANGELIDAKI, I.; KALYUZHNYI, S.V.; PAVLOSTATHIS, S.G.; ROZZI, A.; SANDERS, W.T.M.; SIEGRIST, H.; VAVILIN, V.A.; **Anaerobic Digestion Model**. IWA Task Group for Mathematical Modelling of Anaerobic Digestion Processes. N^o. 1, *Scientific and Technical Report* N^o. 13, IWA Publishing, Londres: Reino Unido, 2002.

BIALEK, K.; CYSNEIROS, D.; O'FLAHERTY, V., **Low-Temperature (10°C) Anaerobic Digestion of Dilute Dairy Wastewater in an EGSB Bioreactor: Microbial Community Structure, Population Dynamics and Kinetics of Methanogenic Populations**. Archaea Volume 2013, Article ID 346171, 2013. p. 10

BITTON, G. **Wastewater microbiology**. 2 ed. Wiley-Liss, 1999.

BLANK, A.; HOFFMANN, E. *Upgrading of a co-digestion plant by implementation of a hydrolysis stage*. In: **Waste Management & Research**. 29(11), 2011. p. 1145-52.

BLUNDI, C. E.; GADÊLHA, R. F.. Metodologia para determinação de matéria orgânica específica em águas residuárias. In: **Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios** [S.l: s.n.], FINEP, Belo Horizonte, 2001.

BORBA, P.V. Fundos estaduais de recursos hídricos: a sustentabilidade econômica do sistema descentralizado de gestão. In: Congresso Nacional do CONPEDI, XVII, 2008, Brasília. **Anais**. Brasília: 2008. p. 2440-2453.

BORGES, E. S. M. **Tratamento térmico de lodo anaeróbio a partir da queima do biogás produzido em reator UASB objetivando a higienização e a melhoria da Biodisponibilidade e biodegradabilidade da fração orgânica**. 254 f. Tese (Doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Universidade Federal de Minas Gerais, 2004.

BORGES, S. M.; CHERNICHARO, C. A. L., *Effect of thermal treatment of anaerobic sludge on bioavailability and biodegradability characteristics of the organic fraction*. **Brazilian Journal of Chemical Engineering**. 26(3), Jul/set 2009. p. 469-80.

BORGES, S. M.; GODINHO, V. M.; BEJAR, D. O.; CHERNICHARO, C. A. L., Tratamento Térmico de lodo anaeróbico com utilização do biogás gerado em reatores UASB: avaliação da auto sustentabilidade do sistema e do efeito sobre a higienização e a desidratação do lodo. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**. 14(3), jul/set 2009. p. 337-46.

BOUGRIER, C.; DELGENÈS, J. P.; CARRÈRE, H. *Effect of thermal treatment on five different waste activated sludge samples solubilisations, physical properties and anaerobic digestion*. **Chemical Engineering Journal**. v. 139, 2008. p. 236-244.

BOUNDS, T. R. **Design and Performance of Septic Tanks**. *Site Characterization and Design of Onsite Septic Systems* ASTM STP 901. Bedinger, M. S.; Johnson, A. I.; Fleming, J. S. Eds. *American Society for Testing Materials*, Filadelfia: 1997.

BRAGA, M. C. B. **Estudo da eficiência dos processos bioquímicos em um reator anaeróbico de leito fluidizado automatizado**. 76 f. Dissertação (Mestrado em Bioquímica) – Setor de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Paraná, Curitiba:1989.

BRAGA, M. C. **Digestão e higienização de lodo de estação de tratamento de esgotos através de processo bifásico com pré-tratamento térmico**. Relatório Final ao CNPq. Curitiba: UFPR, 2009.

BRASIL. Lei nº. **Lei Nº 11.445**, de 5 de janeiro de 2007. Estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico; altera as Leis nos 6.766, de 19 de dezembro de 1979, 8.036, de 11 de maio de 1990, 8.666, de 21 de junho de 1993, 8.987, de 13 de fevereiro de 1995; revoga a Lei no 6.528, de 11 de maio de 1978; e dá outras providências. Brasília: **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**, 2007.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA. **Resolução n. 375**, de 29 de Agosto de 2006. Brasília: **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**, 2006.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA. **Resolução CONAMA n. 357**, de 17 de março de 2005 Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Brasília: 2005.

CAMPOS, J. R.; ANDRADE NETO, C. O., Introdução. In: CAMPOS, J. R. (coord.), **Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbico e disposição controlada no solo**. PROSAB. Rio de Janeiro: ABES, 1999. p.155-198.

CAMPOS, J. R.; POVINELLI, S. C. S.; AISSE, M. M.; SOUZA, M. A. A.; SAMWAYS, G.; ALÉM SOBRINHO, P., Tratamento combinado de lodo de tanque séptico e de fossas com esgoto sanitário. In: ANDREOLI, C.V., (coord.). **Lodo de fossa e tanque séptico: caracterização, tecnologias de tratamento, gerenciamento e destino final**. Rio de Janeiro, ABES, 2009. p.181-281.

CASSINI, S. T.; CHERNICHARO, C. A. L.; ANDREOLI, C. V.; FRANÇA, M.; BORGES, E. S. M.; GONÇALVES, R. F., Hidrólise e Atividade Anaeróbia em Lodos. In: Servio Túlio Cassini (Coord.), **Digestão de Resíduos Sólidos Orgânicos e Aproveitamento do Biogás**. Rio de Janeiro: ABES, 2003. p. 11-52.

CAVALCANTI, P.F.F; VAN HAANDEL, A., A comparação entre os métodos titrimétricos Kapp e DiLallo para a determinação de alcalinidade e AGV. In: CHERNICHARO, C.A.L. (Org.), **Pós-Tratamento de efluentes de reatores anaeróbios: aspectos metodológicos**. PROSAB. Belo Horizonte: 2001. p.118.

CHAGGU, E.J.; SANDERS, W.; LETTINGA, G., *Demonstration of anaerobic stabilization of black water in accumulationsystems under tropical conditions*. **Bioresource technology**, 98(16), 2007. p.3090-3097.

CHERNICHARO, C. A. L., Princípios do tratamento biológico das águas residuárias – Volume 5: **Reatores Anaeróbios**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais, 2007. p. 380.

CHERNICHARO, C. A. L.; BORGES, A. M.; MESQUITA, L. C. P.; DIAS, A. M. A., Desenvolvimento de um respirômetro automatizado para avaliação da atividade microbiana anaeróbia. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.2, n. 3-4, 1997. p. 2- 12.

CHERNICHARO, C. A. L.; BORGES, A. M.; MESQUITA, L. C. P.; DIAS, A. M. A., Desenvolvimento de um respirômetro automatizado para avaliação da atividade microbiana anaeróbia. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.2, n. 3-4, 1997. p. 2- 12.

CHERNICHARO, C.A. L.; Van HAANDEL, A.; AISSE, M. M. CAVALCANTI, P. F. F., Reatores anaeróbios de manda de lodo. In: CAMPOS, J. R. (coord.), **Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo**. PROSAB. Rio de Janeiro: ABES, 1999. p.155-198.

CHONG, S.; SEN, T.S.; KAYAALP, A.; ANG, M. H.; *The performance enhancements of upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactors for domestic sludge treatment - A State-of-the-art review*. **Water Research**, v.46 IWA, Elsevier, 2012 . p. 3434-3470.

CRESPO, P. G., **Sistema de esgotos**. Belo Horizonte: UFMG, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, 1997.

CRIPPEN, J. N.; GHANTOUS, R.; ANTILL, M., *WWTP for Small Communities Design for Lower Cost Operations Construction & Startup*. In: *PNCWA Annual Conference. Annals*. Boise: Estados Unidos, 2009.

DALCON, **Sistema de Esgotos Sanitários**. Implantação dos Tanques de Equalização Curitiba: Sanepar. 2006.

DANGOL, B., ***Faecal sludge characterization and co-treatment with municipal wastewater: process and modeling considerations***. UNESCO-IHE Institute for Water Education. Delft: Países Baixos, 2013.

DOLFING, J.; BLOEMEN, G. B. M., *Activity measurements as a tool to characterize the microbial composition of methanogenic environments*. ***Journal of Microbiological Methods***, v. 4, n.1, 1985. p. 1-12.

DRAAIJER H, SCHAAPMAN J.E., KHAN A.A. *Performance of the 5 MLD UASB reactor for sewage treatment at Kanpur, India*. ***Water Science Technology*** v.25 n.7, 1992, p.123–133.

DROSTE, R. L., *Anaerobic Wastewater Treatment*. In:____. ***Theory and Practice of Water and Wastewater Treatment***. 1. ed. Wiley: Canada, 1997. p.622-669.

ECOSOL, **Implantação dos Tanques de Equalização**. Estação de Tratamento de Esgoto Cambuí. Curitiba: Sanepar, 2006.

FIELD, J.. A.; LETTINGA, G.; GEURTS, M., *The Methanogenic Toxicity and Anaerobic Degradability of Potato Starch Wastewater Phenolic Amino Acids*. ***Biological Wastes***. v. 21, n. 1,1987. p. 37-54.

FORESTI, E.; MORAES, E de M.; ADORNO, M. A. T.; ZAIAT, M., *Determinação das alcalinidades real e total em amostras de reatores anaeróbios*. In: CHERNICHARO, C. A. L. (Org.), ***Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios: aspectos metodológicos***. PROSAB. Belo Horizonte: 2001. p.118.

FORESTI, E.; ZAIAT, M.; VALLERO, M., *Anaerobic process as the core technology for sustainable domestic wastewater treatment: consolidated applications, new trends, perspectives, and challenges*, ***Reviews in Environmental Science and Bio/Technology***, v.5, 2006. p.3-19.

FORESTI, E.; FLORENCIO, L. Van HAANDEL, A.; ZAIAT, M.; CAVALCANTI, P.F.F., ***Fundamentos do tratamento anaeróbio***. In: CAMPOS J. R. (Coord.) ***Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo***. Programa de Pesquisa em Saneamento. PROSAB. Rio de Janeiro: ABES, 1999.

FRANÇA, M., ***Avaliação da biodegradabilidade e da biodisponibilidade do lodo de esgoto anaeróbio termohidrolisado pelo uso de biogás***. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis: 2002.

FUNASA. Fundação Nacional de Saúde, **Impactos na saúde e no sistema único de saúde decorrente de agravos relacionados a um saneamento ambiental inadequado**. Brasília: Ministério da Saúde, 2010. p.246. Disponível em: <http://www.funasa.gov.br/site/wp-content/files_mf/estudosPesquisas_ImpactosSaude.pdf>. Acessado em: abril de 2014.

GADÊLHA, R. F.; BLUNDI, C.E., Metodologias para determinação da matéria orgânica específica em águas residuárias. In: CHERNICHARO, C. A. L. (Org.), **Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios: aspectos metodológicos**. PROSAB. Belo Horizonte: 2001. p.118.

GADÊLHA, R. F.; BLUNDI, C. E.; BASÁGLIA, C. D., Remoção de matéria orgânica específica de um sistema de flotoozonização como pós-tratamento de reatores anaeróbios. **Anais**. João Pessoa: ABES, 2001.

GALVÃO Jr., A. de C., Planos municipais de saneamento básico. **Revista DAE**. nº. 193, 2013. P. 6-15.

GEORGIU, M.; GIZGIS, N.; DIAMADOPOULOS, E., *Anaerobic Treatment of Primary Domestic Wastewater by Means of a UASB Reactor Followed by Coagulation*. In: *7th International Conference on Environmental Science and Technology*, **Annals**. Ermoupolis: Ilha de Sirus, Grecia. 2001. p. 235–242.

GERARDI, M. H. **The microbiology of anaerobic digesters**. 2th ed. John Wiley & Sons, Inc. 2003. p. 177.

GODOY, T. G.; PIROTTI, S. M.; SILVA, S. S.; SOUTO, G. A. B.; POVINELLI, J., Efeito da Descarga de caminhões limpa fossa em Estações de Tratamento de Esgoto de pequeno porte. Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 24. **Anais**. Rio de Janeiro:ABES. 2007.

GONÇALVES R.F.; ARAUJO V.L.; CHERNICHARO C.A.L., *Association of a UASB reactor and a submerged aerated biofilter for domestic sewage treatment*. **Water Science Technology** v.38 n.8–9,1998. p.189–195.

GONÇALVES, C. do P., **Impacto do lançamento do lodo de tanque/fossa séptica em estação de tratamento de esgoto com reator anaeróbio de fluxo ascendente e manda te lodo (UASB)**. Dissertação de mestrado. EESC-USP. São Carlos: 2008.

GUJER, W; ZEHNDER, A. J. B., *Conversion processes in anaerobic digestion*. **Water Science and Technology**, v. 15, 1983. p. 127-167.

HALALSHEH, M.; SAWAJNEH, Z.; ZU'BI, M.; ZEEMAN, G.; LIER, J.; FAYYAD, M.; LETTINGA, G.; *Treatment of strong domestic sewage in a 96 m³ UASB reactor operated at ambient temperatures: two-stage versus single-stage reactor*. **Bioresource Technology** v.96 n.5, 2005. p.577-585.

HEFFERNAN, B.; VAN LIER, J.B.; VAN DER LUBBE, J., *Performance review of large scale up-flow anaerobic sludge blanket sewage treatment plants*. **Water Science and Technology** v.63 n.1, 2011. p.100-107.

HEINSS, U.; STRAUSS, M., *Co-treatment of faecal sludge and wastewater in tropical climates. Management of Sludges from On-Site Sanitation*. Genebra: EAWAG/SANDEC, 1999. p. 13.

HELLER, L.; CHERNICHARO, C. A. L., Tratamento e disposição final dos esgotos em meio rural. In: Seminário internacional tendências no tratamento de águas residuárias domésticas e industriais. **Anais**. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Belo Horizonte: 1996. p. 168-221.

HENZE, M.; HARREMOËS, P., *Anaerobic Treatment of wastewater in Fixed Film Reactors – A Literature Review*. **Water Science and Technology** vol. 15, Copenhagen:, 1983. p. 1-101.

HICKEY, R.F.; WU, W.-M.; VEIGA, M.C.; JONES, R., *Start-up, operation, monitoring and control of high-rate anaerobic treatment systems*. **Water Science and Technology** v.24 n.8, 1991. p. 207-255.

HOFFMANN, H.; WOLFF, D. B.; PLATZER, C.; Da C, R. H. R., Tecnologias Sustentáveis para o Tratamento de Esgoto. **Revista Saneamento Ambiental**, (118), jan./fev., 2006. p. 38-44.

HOOIJMANS, C.M.; DANGOL, B.; LOPEZ-VAZQUEZ, C.M.; RONTELTAP, M.; BRDJANOVIC, D., *Assessing the feasibility of faecal sludge co-treatment in sewage treatment plants - A practical guide*. In: 3rd IWA Development Congress. **Annals**. Nairobi: Quênia, 2013.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Pesquisa nacional de saneamento básico 2000**. Rio de Janeiro: Ministério do Planejamento, Orçamento e Gestão, 2002. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/condicaodevida/pnsb/pnsb.pdf>>. Acessado em: abril de 2014.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Pesquisa nacional de saneamento básico 2008**. Rio de Janeiro: Ministério do Planejamento, Orçamento e Gestão, 2010. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/condicaodevida/pnsb2008/PNSB_2008.pdf>. Acessado em: abril de 2014.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Pesquisa nacional por amostra de domicílios – PNAD 2008**. Rio de Janeiro: Ministério do Planejamento, Orçamento e Gestão, 2008. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/trabalhoerendimento/pnad2008/brasilpnad2008.pdf>>. Acessado em: abril de 2014.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Pesquisa nacional por amostra de domicílios – PNAD, 2009**, Síntese de Indicadores. Rio de Janeiro: Ministério do Planejamento, Orçamento e Gestão, 2010. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/trabalhoerendimento/pnad2009/pnad_sintese_2009.pdf>. Acessado em: abril de 2014

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Sinopse do Censo Demográfico 2010**, Ministério do Planejamento, Orçamento e Gestão. Rio de

Janeiro, 2011. Disponível em: <<http://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/livros/liv49230.pdf>>. Acessado em: abril de 2014.

IMHOFF, K.; IMHOFF, K. R., **Manual de tratamento de águas residuárias**. São Paulo: Ed. Edgard Blucher. 1986.

INGUNZA, M. P. D.; ANDRADE NETO, C. O. ARAÚJO, A. L. C. SOUZA, M. A. A.; MEDEIROS, S. A.; BORGES, N. B., HARTMANN, C. M., Caracterização física, química e microbiologia do lodo de fossa/tanque séptico. In: ANDREOLI, C.V (coord.). **Lodo de fossa e tanque séptico: caracterização, tecnologias de tratamento, gerenciamento e destino final**. Rio de Janeiro: ABES, 2009. p.375-383.

JENKINS S.R., MORGAN J.M. Y SAWYER C.L. (1). *Measuring anaerobic sludge digestion and growth by a simple alkalimetric titration*, **Journal of Water Pollutution Control**, 55, (5), 1983. p.448-453.

JORDÃO, E. P.; VOLSCHAN Jr., I., Alternativas Tecnológicas. **Habitação Social Sustentável: Tratamento de esgotos sanitários em empreendimentos habitacionais**. Brasília: Caixa Econômica Federal, 2009. p. 130.

JORDÃO, E. P.; PESSOA, C. A., **Tratamento de esgotos domésticos**. 6ª edição, Rio de Janeiro: ABES, 2011. p.37; p. 1050.

KLINGEL, F.; MONTANGERO, A.; KONÉ, D.; STRAUSS, M., **Faecal management in developing countries – a planning manual**. EAWAG. Suíça, 2002. p.55.

KORSAK, L. **Anaerobic Treatment of Wastewater in a UASB reactor**. *Licentiate Thesis in Chemical Engineering*. Estocolmo: Suécia: *Division of Chemical Engineering, Royal Institute of Technology*, 2008. p .4-32.

KRACIK, M. E. S., **Sistema continental de tratamento de esgotos de Florianópolis: uma contribuição para a melhoria do desempenho do complexo de lagoas de estabilização de Potecas**. Dissertação de Mestrado. Florianópolis: Centro de Ciências Tecnológicas, Universidade Federal de Santa Catarina, 1998. p.130.

LEE, J.W.; PETERSON, D.L.; STICKNEY, A.R., *Anaerobic treatment of pulp and paper mill wastewaters*, **TAPPI Environmental Conference, Annals**, Seattle: Estados Unidos, 1989. p.473-496.

LEITE, B. Z.; INGUNZA, M. P.; ANDEOLI, C. V., Lodo de decanto-digestores. In: ANDREOLI, C. V. (Org). **Alternativas de uso de resíduos de saneamento**. Rio de Janeiro: ABES, 2006b, 361p.

LEITE, B. Z.; PEGORINI, E. S.; ANDREOLI, C. V.; ANDRADE, F. L., Caracterização e alternativas de disposição de resíduos sépticos. In: VIII Simpósio Ítalo Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, **Anais**. Fortaleza, 2006a.

LETTINGA G.; ROERSMA R.; GRIN P., *Anaerobic treatment of raw domestic sewage at ambient temperatures using a granular bed UASB reactor*. **Biotechnology Bioengineering** v.25 n.7, 1983, p.1693–1911.

LETTINGA G.; ROERSMA R.; GRIN P.; DE ZEEUW W.; HULSHOF L.; VAN VELSEN L., *Anaerobic treatment of sewage and low strength waste waters*. In: **Proceedings of the second international symposium on anaerobic digestion**; 1981. p. 271–291.

LETTINGA, G., *A good life environment for all through conceptual, technological and social innovations*. In: VIII taller y simposio latinoamericano sobre digestion anaerobia, **Anais**. Uruguai: IWA, 2005.

LETTINGA, G.; GRIN, P. C.; ROERSMA, R. E.; HOBMA, S. W., *High-Rate Anaerobic Waste-Water Treatment Using the UASB Reactor under a Wide Range of Temperature Conditions*. **Biotechnology and Genetic Engineering Reviews**, 2(9),1984. p.253–284.

LETTINGA, G., *Anaerobic Digestion*. X DAAL - Symposium and Workshop Latin American Anaerobic Digestion. Centro de Convenções da Universidade Federal de Ouro Preto. Ouro Preto: 2011. **Informação verbal**.

LETTINGA, G.; HULSHOFF P.L., *Advanced reator design, operation and economy*. In: *Proc. international seminar on anaerobic treatment in tropical countries*. **Annals**. São Paulo, 1986.

LETTINGA, G.; HULSHOFF, L.W., *UASB-process design for various types of wastewaters*. **Water Science and Technology** v.24 n.8, 1991. p.87-107.

LEW, B.; LUSTIG, I.; BELIAVSKI, M.; TARRE, S.; GREEN, M., *An integrated UASB-sludge digester system for raw domestic wastewater treatment in temperate climates*. **Bioresource Technology** v.102 n.7, 2011. p.4921-4924.

LI, J.; HU, B.; ZHENG, P.; QAISAR, M.; MEI, L., *Filamentous granular sludge bulking in a laboratory scale UASB reactor*. **Bioresource Technology** v.99 n.9, 2008. p.3431-3438.

LIN, S. D., **Water and wastewater calculations manual**. 2 ed. Nova York: McGraw-Hill. 2001. p.945.

LÓPEZ, J.; MORGAN, J.; NOYOLA A. *Arranque de reactores anaerobios industriales dos casos de estudio*. In: “Memorias de XII Congreso de la Federación Mexicana de Ingeniería Sanitaria y Ciencias Ambientales (FEMISCA), **Anais**. Cidade do México: México, 2000.

LUCCA,P.V.; MISTURINI,M., **Estudo dos custos de implantação e operação de sistemas de coleta e tratamento de esgotos a pequenas comunidades**. Trabalho de Conclusão de Curso. Curitiba: UFPR, 2011.

MAHMOUD, N., *Anaerobic Sewage Treatment in a one-stage UASB Reactor and a Combined UASB-Digester System*. In *Seventh International Water Technology Conference*, **Annals**. Cairo: Egito, 2003 p. 307–322.

MAHMOUD, N., *High Strength Sewage Treatment in a UASB Reactor and an Integrated UASB-digester System*. **Bioresource technology**, 99(16), 2008. p.7531–7538.

MCCARTY, P. L., *Anaerobic Waste Treatment Fundamentals*. In: *Environmental equirements and Control. Part Two*. **Public Works**, october, 1964. p. 123 – 126.

MELO, J. C., **Sistema condominial: uma resposta ao desafio da universalização do saneamento**. Programa de Modernização do Setor do Saneamento. Brasília: Gráfica Qualidade. 2008. 376p.

MEYER, S. A. S.; MELO, T. O.; XAVIER, C. R. Efeito de compostos lignicos de efluentes de celulose Kraft sobre a atividade da biomassa de sistemas de tratamento aeróbico e anaeróbico. In: XIII Seminário de Iniciação Científica e Tecnológica da Universidade Tecnológica Federal do Paraná. **Anais**. Pato Branco: novembro, 2008.

MONROY O.; NOYOLA A.; RAMIREZ F.; GUYOT J.P., *Anaerobic digestion and water hyacinth as a highly efficient treatment process for developing countries*. In: **Proceedings of the fifth international symposium on anaerobic digestion**; 1988. p. 747–751.

MONTEGGIA, L. O. **The use of specific methanogenic activity for controlling anaerobic reactors**. Ph.D. Thesis. University of Newcastle upon Tyne. Reino Unido, 1991.

MONTEGGIA, L. Proposta de metodologia para avaliação do parâmetro atividade metanogênica específica. In: 19º. CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. **Anais**. Foz do Iguaçu: ABES, 1997.

NOBRE C.A.; GUIMARÃES M.O.; Experimentos em digestão anaeróbia de esgotos urbanos. **Revista DAE** v.47,1987, p.75–85.

NOVAES, R.F.V., *Microbiology of anaerobic digestion*. **Water Science & Technology** 18, 1986. p. 1-14.

NOYOLA, A., **Fundamentos de la digestión anaeróbia de lodos**. Instituto de Ingeniería (UNAM). México, 1998.

NOYOLA, A. R.; GARBOSSA, L. H. P.; BRAGA, M. C. B.; ANDREOLI, C. V.; FERNANDES, C. V. S. Digestão e higienização de lodos de estação de tratamento de esgotos através de um processo de duas fases não convencionais. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, **Anais**. Belo Horizonte, 2007.

NOYOLA, A.; PADILLA-RIVERA A.; MORGAN-SAGASTUME, J. M. L.; GUERCA, L.P.; HERNANDEZ-PADILLA, F., *Typology of Municipal Wastewater Treatment Technologies in Latin America Clean*. **Soil, Air, Water**, 40 (9), 2012. p. 926–932.

NOYOLA, A.; SAGASTUME, J. M. M.; HERNANDEZ, J. E. L. *Treatment of biogas produced in anaerobic reactors for domestic wastewater: odor control and energy/resource recovery. Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, v.5, 2006. p.93-114.

NUVOLARI, A., A construção das redes de esgoto sanitário. In: NUVOLARI, A. (coord.); Faculdade de Tecnologia de São Paulo. Fundação de apoio à tecnologia; Centro Paula Souza. Esgoto Sanitário: **Coleta, Transporte, Tratamento e Reúso Agrícola**. Capítulo 6. São Paulo: Edgard Blucher, 2003. 520 p.

OLIVEIRA, G.; SCAZUFCA, P.; e MARCATO, F.S., **Cenários e condições para a universalização do saneamento no Brasil – Parte 1**. Informações FIPE. São Paulo: Fundação Instituto de Pesquisas Econômicas- FIPE, N°. 364, 2011a. p. 18-24.

OLIVEIRA, G.; SCAZUFCA, P.; e MARCATO, F.S., **Cenários e condições para a universalização do saneamento no Brasil – parte 2**. Informações FIPE. São Paulo: Fundação Instituto de Pesquisas Econômicas- FIPE, N°. 365, 2011b. p. 11-17.

ONU-Habitat. *Programa de las Naciones Unidas para los Asentamientos Humanos. Estado de las ciudades de américa latina y el caribe 2012, rumbo a una nueva transición urbana*. Nairobi: Kenia, ONU, 2012. p. 79-93.

OTTERPOHL, R.; GROTTKER, M.; LANGE J., *Sustainable water and waste management in urban areas. Water Science and Technology*, v. 35, n. 9, 1997. p. 121- 133.

PAULA Jr. D. R.; MORAES, L. M.; CHERNICHARO, C. A. L.; PONTES, P. P.; CASSINI, S. T.; GONÇALVES, R. F.; BELLI FILHO, P.; SOARES, A. M., Estabilização anaeróbia de lodos. In: CASSINI, S. T. (Coord.). **Digestão anaeróbia de resíduos sólidos orgânicos e aproveitamento de biogás**. Rio de Janeiro: ABES, 2003. p.64-93.

PEIXOTO, J. B., Aspectos econômicos dos serviços públicos de saneamento básico. In: REZENDE, S.C. (org.). Cadernos temáticos. (Vol. 7). In: HELLER, L.; MORAES, L. R. S.; BRITTO, A. L. N. P.; BORJA, P. C.; REZENDE, S. C. (coord.). **Panorama do saneamento básico no Brasil**. Brasília: Ministério das Cidades, 2011.

PEÑA-VARON, M.R., **Advanced primary treatment of domestic wastewater in tropical countries: development of high-rate anaerobic ponds**. Tese de doutorado. Escola de Engenharia Civil, Universidade de Leeds, Reino Unido, 2002.

PENNA, J. A., **Estudo da metodologia do teste de atividade metanogênica específica**. Tese de Doutorado. Escola de Engenharia, USP. São Carlos. 1994.

PEREIRA, M.A.A.S., **Anaerobic biodegradation of long chain fatty acids: biomethanisation of biomass-associated LCFA as a challenge for the anaerobic**

treatment of effluents with high lipid/LCFA content, Tese de doutorado, Departamento de Engenharia Biológica, Universidade do Minho, Portugal, 2003.

PIEROTI, S. M., **Avaliação da partida de reator anaeróbio de fluxo ascendente em manda de lodo (UASB), em escala real, sob condições hidráulicas desfavoráveis**. Dissertação de mestrado. Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo – EESC-USP, São Carlos, 2007.

PLANSAB – **Plano Nacional de Saneamento Básico**. Brasília: Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental, Ministério das Cidades, 2015. Disponível em: <http://www.cidades.gov.br/images/stories/ArquivosSNSA/Arquivos_PDF/plansab_06-12-2013.pdf>. Acessado em abril de 2015.

POLPRASERT, C. **Organic Waste Recycling**. Ed. John Wiley & Sons. Chichester: Reino Unido, 1989. p. 357 p.

PROENSI. **Projeto de Engenharia da ETE Esperança**. Reservatório de Equalização. Curitiba: Sanepar. 2007.

RIBAS, M. M. F.; MORAES E. de M.; FORESTI E., Avaliação da acurácia de diversos métodos para determinação de ácidos graxos voláteis e alcalinidade a bicarbonato para monitoramento de reatores anaeróbios. **Revista Engenharia Sanitária Ambiental** vol.12 n.º.3 Rio de Janeiro: jul/set, 2007.

ROCHA, C.; SANT'ANNA, F.S.P., Regulamentação para despejos de caminhões limpa-fossas na ETE Jarivatuba, Joinville-SC. 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. ABES. **Anais**. Campo Grande, 2005. p. 7.

ROCHA, M. A. G. da., **Estudos da Atividade Metanogênica de Lodos e da Biodegradabilidade Anaeróbia de Efluentes de Indústrias de Bebidas**. Recife: Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Pós-graduação em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos, Universidade Federal de Pernambuco, 2003.

ROCHA, M. C. V. **Digestão anaeróbia de lixiviado de aterro sanitário: Avaliação do bioaumento da microbiota imobilizada**. (Mestrado em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental) – Setor de Tecnologia, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2011.

ROTOPORT., **Tanques Sépticos**. Disponível em: <<http://82.102.5.201/~floatmin/rotoport/index.php>>. Acessado em: novembro de 2012.

RUIZ, G.; ROCA, E.; LEMA, J.M.; *Selección de variables para la identificación de estados estacionarios en la operación de reactores anaeróbios*, VII Taller y Simposio Latinoamericano sobre Digestión Anaerobia, **Anais**, Mérida: México, 2002. p.166-172.

SAMWAYS, G.; MARIA, F. S.; FARAH, R.; E., MELO, T. O.; ANDREOLI, C. V.; AISSE, M. M., *Design and scaling up of septic sludge application and*

reception plants in upflow anaerobic sludge blanket reactors treating raw sewage. In: IWA International Conference 'Ecotechnologies for Wastewater Treatment (ecoSTP). Anais. v.1. Santiago Compostela: Espanha. IWA, 2012. p.1 – 2.

SAMWAYS, G.; AISSE, M. M.; ANDREOLI, C. V., Tratamento do lodo de tanques sépticos combinado com esgoto sanitário bruto em reatores anaeróbios de manta de lodo em escala piloto. In: 32º.Congresso Interamericano de Ingenieria Sanitaria y Ambiental. **Anais.** AIDIS. Punta Cana: Rep. Dominicana, 2010. p.1-8.

SAMWAYS, G.; HARTMANN C. M.; EDWIGES, T.; AISSE, M. M.; ANDREOLI, C. V., Resultados Preliminares do Tratamento de Lodo de Fossa Séptica Combinado com Esgoto Sanitário Bruto em Reatores Anaeróbios de Fluxo Ascendente em Escala Piloto. In: 25º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Recife-PE. **Anais.** 25º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Rio de Janeiro: ABES, 2009.

SANEPAR, Fotografia aérea da ETE Padilha Sul – Curitiba (PR) Reprodução 2013.

SHELLINKHOUT, A; JAKMA, F.F.G.M.; FORERO, G.E., *Sewage treatment: the anaerobic way is advancing in Colombia. In: **Proceedings of the fifth international symposium on anaerobic digestion***; 1988. p. 767–770.

SILVA, A. L. B.; ANDRADE, M. C. F. E.; LOUZADA, A. G.; CASSINI, S. T. A.; GONÇALVES, R. F., Comportamento da biomassa metanogênica de lodo de reator UASB tratando esgoto sanitário e lodo de descarte de biofiltros aerados submersos. In: 23º. Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, **Anais.** Campo Grande. Rio de Janeiro: ABES, 2005.

SISAGUA. Sistema de Informação de Vigilância da Qualidade da Água para **consumo humano.sistema de abastecimento de água**. Brasília: Ministério da Saúde, 2011. Disponível em: <<http://portal.saude.gov.br/portal/arquivos/pdf/sisagua2011.pdf>>. Acessado em: abril de 2014

SNIS. Sistema Nacional de Informações Sobre Saneamento. **Diagnóstico dos serviços de água e esgotos**. Brasília: Ministério das Cidades, 2009. Disponível em: <<http://www.snis.gov.br/PaginaCarrega.php?EWRErterterTERTer=89>>. Acessado em: abril de 2014.

SOCOL, V. T., Aspectos sanitários do lodo de esgoto. In: Seminário Sobre Gerenciamento de Biossólidos de Mercosul (1: 1998 : Curitiba). **Anais.** Curitiba: SANEPAR/ABES, 1998. p. 65-72.

SOUZA, M. A. A., **Relatório Parcial da Segunda Reunião da Rede de Pesquisa sobre Lodo Séptico**, Edital FINEP 07/2009. Vitória, 2012.

SPRENGER, H. E., **Tratabilidade Anaeróbia dos Resíduos da Pesca Predatória do Camarão**. Curso (Engenharia Ambiental) - Pontifícia Universidade Católica do Paraná, 2005.

STILL, D., FOXON, K. **Tackling the challenges of full pit latrines**. Vol. 1: *understanding sludge accumulation in VIPs and strategies for emptying full pits*. Water Research Commission Pollution Research Group, Universidade de KwaZulu-Natal: Africa do Sul, 2012.

STRAUSS, M. E.; MONTANGERO, A., **F.S. Management**: review of practices, problems and initiatives, Swiss Federal Institute fo Environmental Science and Technology, Department for Water and Sanitation in Developing Countries. EAWAG, 2002.

TACHINI, M., **Avaliação de tratamento integrado de esgotos sanitários e de lodo de tanque séptico em um reator anaeróbio RALF**.Dissertação de Mestrado. Blumenau: Universidade Regional de Blumenau, 2002.

TANDUKAR, M.; OHASHI, A.; HARADA, H., *Performance comparison of a pilot-scale UASB and DHS system and activated sludge process for the treatment of municipal wastewater*. **Water Research** v.41 n.4, 2007, p.2697–2705.

TANDUKAR, M.; UEMURA, S.; OHASHI, A.; HARADA, H., *A low-cost municipal sewage treatment system with a combination of UASB and the “Fourth Generation” down-flow hanging sponge (DHS) reactors*. **Water Science Technology**, v. 52 n.1–2 ,2005. p.323–329.

TCHOBANOGLIOUS, G.; BURTON, F. L.; STENSEL, H. D., **Wastewater engineering treatment disposal reuse**. Metcaf & Eddy inc.. 4a.ed. Nova York: McGraw-Hill. 2003. p.1819.

VAN HAANDEL, A.; KATO, M. T.; CAVALCANTI, P. F. F.; FLORENCIO, L., *Anaerobic reactor design concepts for the treatment of domestic wastewater*, **Reviews in Enviromental Science and Bio/Technology**, v.5, 2006. p.21-38.

VAN HAANDEL, A.; LETTINGA, G. **Tratamento anaeróbio de esgoto**. Um manual para regiões de clima quente. Campina Grande: Universidade Federal da Paraíba, 1994.

VELHO, V.F.; DAUD,G.C.;MARTINS, C. L.; BELLI FILHO, P.; COSTA, R.H.R. Da., Reduction of excess sludge production in activated sludge system based on lysis-cryptic growth, uncoupling metabolism and acid folic addiction. **Brazilian Journal of Chemical Engineering**, 2015.

VELHO, V.F., **Estudo da minimização da produção de lodo em sistemas de lodos ativados para esgotos sanitários**. Tese. Doutorado em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, 2015. 174p.

VERMA, S., **Anaerobic digestion of biodegradable organics in municipal solid wastes**, Dissertação de mestrado. Departamento da Terra e Engenharia Ambiental. Universidade da Columbia, Estados Unidos, 2002.

VIEIRA S.M.M.; GARCIA J.R.A.D.; *Sewage treatment by UASB reactor. Operation results and recommendations for design and utilization*. **Water Science Technology** v.25, n.7, 1992, p.143–157.

VIEIRA S.M.M., SOUZA M.E., *Development of technology for the use of the UASB reactor in domestic sewage treatment. In: Proceedings of the IAWPRC international seminar on anaerobic treatment in tropical countries*; 1986.

VIEIRA, W.L.P.B.; CARVALHO, E.H.; CAMPOS, L.C.; Desempenho do reator UASB da ETE Lages – Aparecida de Goiânia em sua fase inicial de operação. 23^o Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. **Anais**. ABES, Campo Grande, 2005. 7 p.

VON SPERLING, M., **Princípios do tratamento biológico das águas residuárias** - Volume 1: Introdução a qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. 3^a edição. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais, 2005. 252p.

WEBER, M. I., **Avaliação da eficiência de um reator anaeróbico de leito fluidizado para o tratamento de resíduos líquidos da indústria de refrigerante**. 165 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental) – Setor de Tecnologia, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2006.

WEILAND, P., ROZZI, A., **The start-up, operation and monitoring of high-rate anaerobic treatment systems: discussor's report**. Water Science and Technology v.24 n.8, 1991. P. 257-277.

WILSON, D.; HARRISON, J., **eThekwini pit latrine program emptying program - The contract, the pitfalls and solutions. In: International Faecal Management Conference**. Durban: Africa do Sul, 2012.

XCG CONSULTANTS LTD. **Final report on alkaline stabilization and screening of septage**: Ontario field demonstration of lime stabilization, Ontario Rural Wastewater Centre - University of Guelph, 2005. p. 87.

YAMADA, M., *Reduction of Alkali Supplement in a Pilot-Scale Thermophilic Multi-Staged UASB Reactor Treating Alcohol Distillery Wastewater. International Journal of Environmental Research*, 7(4), 2013. p.823–830.

YOO, E. K. H. L.; BRAGA, S. M.; BRAGA, M. C. B., Atividade metanogênica específica de lodos anaeróbios para tratamento de águas residuárias. XXXI Congresso Interamericano AIDIS. **Anais**. Santiago: Chile, 2008.

ZOUTBERG, G.R.; BEEN, P.; *The Biobed EGSB (Expanded Granular Sludge Bed) system covers shortcomings of the upflow anaerobic sludge blanket reactor in the chemical industry. Water Science and Technology* v.35 n.10, 1997. p.183-187.

APENDICE A

APENDICE A - Delineamento da Análise de Degradabilidade do Lodo

Séptico

São apresentadas a seguir o delineamento da análise da degradabilidade do lodo anaeróbio, esgoto bruto e lodo séptico, compreendendo a TABELA A.1 a TABELA A.3, para a temperatura controlada a 35 °C a TABELA A.4 a TABELA A.6. Para o lodo séptico hidrolisado em temperatura ambiente, a descrição encontra-se nas TABELA A.7 a A.8.

TABELA A.1 DELINEAMENTO DA ANÁLISE DE DEGRADABILIDADE DO LODO SÉPTICO A TEMPERATURA AMBIENTE – ETAPA 1

Frasco	Lodo Anaeróbio			Esgoto Bruto			Lodo Séptico		
	Volume (mL)	gSTV L ⁻¹	gDQO L ⁻¹	Volume (mL)	gSST L ⁻¹	gDQO L ⁻¹	Volume (mL)	gSTV L ⁻¹	gDQO L ⁻¹
1	0	0	0	500	0,075	0,245	0	0	0
2	270	2,5	2,65	0	0	0	0	0	0
3	270	2,5	2,65	500	0,075	0,245	0	0	0
4	270	2,5	2,65	500	0,075	0,245	11,1	0,30	0,34
5	270	2,5	2,65	500	0,075	0,245	9,25	0,25	0,31
6	270	2,5	2,65	500	0,075	0,245	7,4	0,20	0,25
7	270	2,5	2,65	500	0,075	0,245	5,5	0,15	0,18
8	270	2,5	2,65	500	0,075	0,245	3,7	0,10	0,12

TABELA A.2 DELINEAMENTO DA ANÁLISE DE DEGRADABILIDADE DO LODO SÉPTICO A TEMPERATURA AMBIENTE – ETAPA 2

Frasco	Lodo Anaeróbio			Esgoto Bruto			Lodo Séptico		
	Volume (mL)	gSTV L ⁻¹	gDQO L ⁻¹	Volume (mL)	gSST L ⁻¹	gDQO L ⁻¹	Volume (mL)	gSTV L ⁻¹	gDQO L ⁻¹
1	0	0	0	500	0,071	0,231	0	0	0
2	72	2,5	2,57	0	0	0	0	0	0
3	72	2,5	2,57	500	0,071	0,231	0	0	0
4	72	2,5	2,57	500	0,071	0,231	34,8	0,65	0,80
5	72	2,5	2,57	500	0,071	0,231	32,2	0,60	0,74
6	72	2,5	2,57	500	0,071	0,231	29,6	0,55	0,68
7	72	2,5	2,57	500	0,071	0,231	24,4	0,50	0,62
8	72	2,5	2,57	500	0,071	0,231	21,8	0,45	0,55
9	72	2,5	2,57	500	0,071	0,231	16,1	0,40	0,49
10	72	2,5	2,57	500	0,071	0,231	13,5	0,35	0,43

TABELA A.3 DELINEAMENTO DA ANÁLISE DE DEGRADABILIDADE DO LODO SÉPTICO A TEMPERATURA AMBIENTE – ETAPA 3

Frasco	Lodo Anaeróbio			Esgoto Bruto			Lodo Séptico		
	Volume (mL)	gSTV L ⁻¹	gDQO L ⁻¹	Volume (mL)	gSST L ⁻¹	gDQO L ⁻¹	Volume (mL)	gSTV L ⁻¹	gDQO L ⁻¹
1	0	0	0	500	0,082	0,291	0	0	0
2	105	2,5	2,39	0	0	0	0	0	0
3	105	2,5	2,39	500	0,082	0,291	0	0	0
4	105	2,5	2,39	500	0,082	0,291	53,0	1,00	1,23
5	105	2,5	2,39	500	0,082	0,291	50,4	0,95	1,17
6	105	2,5	2,39	500	0,082	0,291	47,8	0,90	1,11
7	105	2,5	2,39	500	0,082	0,291	45,2	0,85	1,05
8	105	2,5	2,39	500	0,082	0,291	42,6	0,80	0,98
9	105	2,5	2,39	500	0,082	0,291	40,0	0,75	0,92
10	105	2,5	2,39	500	0,082	0,291	37,4	0,70	0,86

TABELA A.4 DELINEAMENTO DA ANÁLISE DE DEGRADABILIDADE DO LODO SÉPTICO A 35°C - ETAPA 1

Frasco	Lodo Anaeróbio			Esgoto Bruto			Lodo Séptico		
	Volume (mL)	gSTV L ⁻¹	gDQO L ⁻¹	Volume (mL)	gSST L ⁻¹	gDQO L ⁻¹	Volume (mL)	gSTV L ⁻¹	gDQO L ⁻¹
1	0	0	0	500	0,078	0,239	0	0	0
2	70	2,5	2,91	0	0	0	0	0	0
3	70	2,5	2,91	500	0,078	0,239	0	0	0
4	70	2,5	2,91	500	0,078	0,239	15,3	0,30	0,33
5	70	2,5	2,91	500	0,078	0,239	12,5	0,25	0,28
6	70	2,5	2,91	500	0,078	0,239	9,7	0,20	0,22
7	70	2,5	2,91	500	0,078	0,239	6,9	0,15	0,17
8	70	2,5	2,91	500	0,078	0,239	4,1	0,10	0,11

TABELA A.5 DELINEAMENTO DA ANÁLISE DE DEGRADABILIDADE DO LODO SÉPTICO A 35°C – ETAPA 2

Frasco	Lodo Anaeróbio			Esgoto Bruto			Lodo Séptico		
	Volume (mL)	gSTV L ⁻¹	gDQO L ⁻¹	Volume (mL)	gSST L ⁻¹	gDQO L ⁻¹	Volume (mL)	gSTV L ⁻¹	gDQO L ⁻¹
1	0	0	0	500	0,099	0,333	0	0	0
2	130	2,5	2,10	0	0	0	0	0	0
3	130	2,5	2,10	500	0,099	0,333	0	0	0
4	130	2,5	2,10	500	0,099	0,333	34,9	0,65	0,72
5	130	2,5	2,10	500	0,099	0,333	32,1	0,60	0,67
6	130	2,5	2,10	500	0,099	0,333	29,3	0,55	0,61
7	130	2,5	2,10	500	0,099	0,333	26,5	0,50	0,56
8	130	2,5	2,10	500	0,099	0,333	23,7	0,45	0,50
9	130	2,5	2,10	500	0,099	0,333	20,9	0,40	0,44
10	130	2,5	2,10	500	0,099	0,333	18,1	0,35	0,39

TABELA A.6 DELINEAMENTO DA ANÁLISE DE DEGRADABILIDADE DO LODO SÉPTICO A 35°C – ETAPA 3

Frasco	Lodo Anaeróbio			Esgoto Bruto			Lodo Séptico		
	Volume (mL)	gSTV L ⁻¹	gDQO L ⁻¹	Volume (mL)	gSST L ⁻¹	gDQO L ⁻¹	Volume (mL)	gSTV L ⁻¹	gDQO L ⁻¹
1	0	0	0	500	0,091	0,315	0	0	0
2	73	2,5	2,81	0	0	0	0	0	0
3	73	2,5	2,81	500	0,091	0,315	0	0	0
4	73	2,5	2,81	500	0,091	0,315	54,5	1,00	1,11
5	73	2,5	2,81	500	0,091	0,315	51,7	0,95	1,05
6	73	2,5	2,81	500	0,091	0,315	48,9	0,90	1,00
7	73	2,5	2,81	500	0,091	0,315	46,1	0,85	0,94
8	73	2,5	2,81	500	0,091	0,315	43,3	0,80	0,89
9	73	2,5	2,81	500	0,091	0,315	40,5	0,75	0,83
10	73	2,5	2,81	500	0,091	0,315	37,7	0,70	0,78

TABELA A.7 DELINEAMENTO DA ANÁLISE DE DEGRADABILIDADE DO LODO SÉPTICO HIDROLISADO A TEMPERATURA AMBIENTE – ETAPA 1

Frasco	Lodo Anaeróbio			Esgoto Bruto			Lodo Séptico Hidrolisado		
	Volume (mL)	gSTV L ⁻¹	gDQO L ⁻¹	Volume (mL)	gSST L ⁻¹	gDQO L ⁻¹	Volume (mL)	gSTV L ⁻¹	gDQO L ⁻¹
1	0	0	0	500	0,076	0,318	0	0	0
2	320	2,5	2,56	0	0	0	0	0	0
3	320	2,5	2,56	500	0,076	0,318	0	0	0
4	320	2,5	2,56	500	0,076	0,318	17,8	0,30	0,69
5	320	2,5	2,56	500	0,076	0,318	14,9	0,25	0,58
6	320	2,5	2,56	500	0,076	0,318	12,0	0,20	0,46
7	320	2,5	2,56	500	0,076	0,318	9,1	0,15	0,35
8	320	2,5	2,56	500	0,076	0,318	6,2	0,10	0,23

TABELA A.8 DELINEAMENTO DA ANÁLISE DE DEGRADABILIDADE DO LODO SÉPTICO HIDROLISADO A TEMPERATURA AMBIENTE – ETAPA 2

Frasco	Lodo Anaeróbio			Esgoto Bruto			Lodo Séptico Hidrolisado		
	Volume (mL)	gSTV L ⁻¹	gDQO L ⁻¹	Volume (mL)	gSST L ⁻¹	gDQO L ⁻¹	Volume (mL)	gSTV L ⁻¹	gDQO L ⁻¹
1	0	0	0	500	0,131	0,370	0	0	0
2	210	2,5	2,75	0	0	0	0	0	0
3	210	2,5	2,75	500	0,131	0,370	0	0	0
4	210	2,5	2,75	500	0,131	0,370	38,1	0,65	1,50
5	210	2,5	2,75	500	0,131	0,370	35,2	0,60	1,38
6	210	2,5	2,75	500	0,131	0,370	32,3	0,55	1,27
7	210	2,5	2,75	500	0,131	0,370	29,4	0,50	1,15
8	210	2,5	2,75	500	0,131	0,370	26,5	0,45	1,04
9	210	2,5	2,75	500	0,131	0,370	23,6	0,40	0,92
10	210	2,5	2,75	500	0,131	0,370	20,7	0,35	0,81

TABELA A.9 DELINEAMENTO DA ANÁLISE DE DEGRADABILIDADE DO LODO SÉPTICO HIDROLISADO A TEMPERATURA AMBIENTE – ETAPA 3

Frasco	Lodo Anaeróbio			Esgoto Bruto			Lodo Séptico Hidrolisado		
	Volume (mL)	gSTV L ⁻¹	gDQO L ⁻¹	Volume (mL)	gSST L ⁻¹	gDQO L ⁻¹	Volume (mL)	gSTV L ⁻¹	gDQO L ⁻¹
1	0	0	0	500	0,102	0,201	0	0	0
2	95	2,5	2,30	0	0	0	0	0	0
3	95	2,5	2,30	500	0,102	0,201	0	0	0
4	95	2,5	2,30	500	0,102	0,201	58,4	1,00	2,30
5	95	2,5	2,30	500	0,102	0,201	55,5	0,95	2,19
6	95	2,5	2,30	500	0,102	0,201	52,6	0,90	2,07
7	95	2,5	2,30	500	0,102	0,201	49,7	0,85	1,96
8	95	2,5	2,30	500	0,102	0,201	46,8	0,80	1,84
9	95	2,5	2,30	500	0,102	0,201	43,9	0,75	1,73
10	95	2,5	2,30	500	0,102	0,201	41,0	0,70	1,61